

Die Entwicklung des Waldbestandes der Zentralmongolei in den letzten 40 Jahren

Einsatz von Fernerkundung und GIS beim Waldmonitoring

am Beispiel der *Khangai* Region

Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades im Fachbereich
Geowissenschaften der Freien Universität Berlin

von **ERDENEBAT Erdenejav**

Gutachter:

Prof. Dr. Bernd Meissner
Beuth HS Berlin, Priv.Doiz am FB Geowiss./ FUB

Prof. Dr. Jörg Janzen
Freie Universität Berlin

Prof. Dr. B. Vaske
Freie Universität Berlin

Datum der Disputation: 02 Juli 2014

Berlin 2014

DANKSAGUNG

Ich möchte mich an dieser Stelle bei vielen Personen bedanken, die mich bei der Erstellung dieser Arbeit sehr unterstützt haben.

Meinem Doktorvater Prof. Dr. Bernd Meissner danke ich ganz besonders für die vielseitige Unterstützung bei der Bearbeitung dieses interessanten Forschungsthemas, seine jederzeit offene Tür und seine Diskussionsbereitschaft während der Betreuung dieser Arbeit. Das freundliche und familiäre Arbeitsklima wird mir in guter Erinnerung bleiben.

Herrn Prof. Dr. Jörg Janzen und Herrn Prof. Dr. B.Vaske danke ich für die Übernahme der Begutachtung meiner Arbeit.

Dem DAAD danke ich für die finanzielle Unterstützung meiner Forschung zwischen Oktober 2009 und Dezember 2013.

Ein sehr spezieller Dank geht an die Mitarbeiter und Mitarbeiterinnen vom GIZ Programm „Biodiversität und Anpassung von bewaldeten Schlüssel-Ökosystemen an den Klimawandel“ für die logistische Unterstützung während des Geländeaufenthaltes.

Ein großes Dankeschön gilt außerdem Martin Grosch und Martin Vigerske, die mir eine sehr große Hilfe bei allen technischen Fragen waren.

Ein sehr großer Dank geht an meine Familie für ihre viele Geduld und moralische Unterstützung an mich.

ZUSAMMENFASSUNG

Die im zentralasiatischen Trockengürtel liegende Mongolei besteht überwiegend aus Steppen und Wüsten, doch bedecken das nördliche Fünftel des Landes Taigawälder, die eine Übergangszone zwischen der sibirischen Taiga und den weiter südlich gelegenen zentralasiatischen Steppen bilden. Wegen anthropogener Eingriffe sowie natürlicher Regeneration und Wiederaufforstung verändern sich die Ausdehnung und Zusammensetzung dieser Bestände ständig.

Im Rahmen der vorliegenden Dissertation wird das Anwendungspotenzial der Fernerkundungs- und GIS gestützten Methoden zum Monitoring der mongolischen Waldbestände anhand der multitemporalen Satellitenbilddaten (1974-2011) vorgestellt.

Als Untersuchungsgebiet wurde die Gebirgswaldsteppe im östlichen Teil des Khangai-Gebirges der Mongolei ausgewählt. Zur vorliegenden Untersuchungen wurden die multitemporalen Landsat-Daten und auch weitere Geometrie- und Sachdaten, wie z.B. Forsteinrichtungskarten, digitale Geländemodelle, topographische Kartenblättern sowie terrestrische Aufnahmen herangezogen.

Die Ermittlung zeitlicher Veränderungen der Waldflächen im Untersuchungsgebiet erfolgt mittels der Hauptkomponenten Transformation (HKT) Bildverknüpfung von den multitemporalen Fernerkundungsdaten. Hierbei wurden radiometrisch aufbereitete und geometrisch korrigierte Landsat-Daten verwandt und die daraus erstellten Veränderungsbilder klassifiziert.

Des Weiteren fand der NDVI insbesondere im Rahmen der Klassifizierung zur Erfassung von immergrünen Nadelwaldbeständen (*Pinus sibirica*) aus den zur Verfügung stehenden Landsat TM Winteraufnahmen Anwendung.

Beispiele von praktischer Anwendung der Ergebnisse liegen in der kombinierten Nutzung von Aster GDEM Daten und Waldmasken, die aus multitemporalen Landsat Daten erstellt wurden. Darüber hinaus wurden die Auswertungen zur Korrelation zwischen der Waldverteilung und den primären topographischen Parametern Höhe, Exposition, Hangneigung sowie die potenziellen Aufforstungsflächen im Untersuchungsgebiet vorgestellt.

Auf der Basis von Ergebnissen dieser Dissertation können weitere Maßnahmen zum Schutz, Monitoring und nachhaltigen Bewirtschaftung der Waldressourcen sowie zu den Aufforstungen im Forschungsgebiet durchgeführt werden.

ABSTRACT

In arid zone of Central Asia located Mongolia consists predominantly of Gobi and Steppe. However one-fifth of the territory is covered with Taigaforest, which is merging zone of southern Siberian Taiga into northern Central Asian Steppe.

Tree species composition and its distribution range of this forest are changing permanently due to anthropogenic attacks, natural regeneration and reforestation activities.

This thesis introduces the application potential of remote sensing and GIS-supported methods to monitor forest resources in Mongolia, based on multitemporal satellite imagery (1974-2011).

The eastern part of Khangai mountains of Mongolia was selected as research area. Used data for the study are multitemporal Landsat imagery as well as geometrical and technical data such as: forest inventory map, digital elevation model, topographic map and terrestrial data.

Chronological forest changes were detected by Principle Component Transformation on multitemporal satellite imagery. In this procedure the radiometric and geometric corrected Landsat data were mixed through linear combination and the classification of resultant change detection image was performed.

In addition the NDVI of Landsat data, acquired in winter, was applied to classify the evergreen stands (*pinus sibirica*).

From multitemporal Landsat data generated forest masks were integrated with Aster GDEM to perform spatial analysis. Derived results of the forest area in relation to relief parameters such as elevation, aspect and slope, as well as overview of the potential areas for afforestation were visualized.

On basis of the thesis results the further actions on protection, monitoring, sustainable utilization of forest resources and reforestation can be conducted in the research area.

INHALTSVERZEICHNIS

Danksagung	I
Zusammenfassung	II
Abstract	III
Inhaltsverzeichnis	IV
1 EINLEITUNG	
1.1 Die Wälder der Erde und der Klimaschutz	1
1.1 Problemstellung	4
1.2 Zielsetzung und Gliederung	7
1.3 Stand der Forschung	9
2 UNTERSUCHUNGSGEBIET	
2.1 Mongolei im Überblick	12
2.2 Das Khangai-Gebirge	19
3 FORSCHUNGSMATERIAL	
3.1 Datengrundlage	24
3.1.1 Fernerkundungsdaten	24
3.1.1.1 Landsat MSS, TM und ETM+ Szenen	24
3.1.1.2 Aster GDEM Szenen	29
3.1.2 Topographische Kartenblättern	31
3.1.3 Forsteinrichtungskarten	31
3.1.4 Terrestrische Daten	32
3.2 Datenaufbereitung	32
3.2.1 Aufbereitung der Satellitenbilddaten	32
3.2.2 Aufbereitung der topographischen Kartenblättern	33
3.2.3 Aufbereitung der Forsteinrichtungskarten	33
4 METHODEN	
4.1 Erfassung der Veränderungen durch Auswertung der Landsat – Szenen	35
4.1.1 Die mathematische Ableitung der Hauptkomponenten Transformation (HKT)	37
4.1.2 Veränderungsanalyse mit Hilfe der HKT	41
4.1.3 Überwachte Klassifikation des Veränderungsbildes	42
4.1.4 Auswertung der Winteraufnahmen	44
4.2 Aufbau eines GIS-Datenbasis	45
4.3 Analyse der Aster GDEM – Szenen	46
4.4 Die Auswertung und Integration von Forsteinrichtungskarten	47
4.5 Terrestrische Aufnahmeverfahren	47

4.6 Genauigkeit der Klassifizierung	48
4.6.1 Die Lagegenauigkeit	49
4.6.2 Thematische Genauigkeit	49
5 ERGEBNISSE	
5.1 Abgeleitete thematischen Informationen und GIS-Datenbank	53
5.1.1 Aufbau einer GIS-Datenbank	53
5.1.2 Aus topographischen Kartenblättern abgeleitete Informationen	54
5.1.3 Auswertung der Forsteinrichtungskarte	56
5.2 Erfassung der Zirbelkiefernbestände und deren Veränderung (1989-2003)	65
5.2.1 NDVI Bild der Winterszene und Layerstack	65
5.2.2 Post Klassifikation und die Genauigkeitsanalyse	67
5.2.3 Integration mit Höhendaten und Flächenbilanz	69
5.3 Erfassung der Veränderungen an Waldflächen (1974-2011)	72
5.3.1 Erstellung der Veränderungsbilder	72
5.3.2 Überwachte Klassifizierung der Veränderungsbilder	77
5.3.2.1 Die Visualisierung der Veränderungsbilder und Referenzflächen	77
5.3.2.2 Klassifikation der Veränderungsbilder und Genauigkeitsanalyse	86
5.3.2.3 Entwicklung des Waldbestandes im Untersuchungsgebiet zwischen zwischen 1974 und 2011	93
5.4 Beispiele von praktischer Anwendungen von GIS und FE bei der Forstbewirtschaftung	98
5.4.1 Integration von Höhendaten (Aster GDEM)	98
5.4.1.1 Aus der Aster GDEM Szenen abgeleitete Informationen	99
5.4.1.2 Die Analyse der Waldflächen in Bezug auf die topographischen Parametern	103
5.4.1.3 Wirtschafts- und geschützte Wälder	107
5.4.2 Potenzielle Aufforstungsfläche im Untersuchungsgebiet	109
6 DISKUSSION	112
Literaturverzeichnis	123
Tabellenverzeichnis	131
Abbildungsverzeichnis	132

1 EINLEITUNG

1.1 Die Wälder der Erde und der Klimaschutz

Der Wald gehört für Mensch und Umwelt zu den bedeutendsten Naturressourcen der Welt. Wälder prägen wie auch die Ozeane – als Ökosysteme entscheidend die Lebensbedingungen auf der Erde. Sie sind wesentlicher Teil aller globalen Stoffkreisläufe und beeinflussen dadurch die Zusammensetzung der Erdatmosphäre und den Wasserkreislauf. Für den Kohlenstoffhaushalt spielen Wälder ebenfalls eine bedeutende Rolle. Sie gehören neben der Erdatmosphäre und den Weltmeeren zu den wesentlichen Kohlenstoffspeichern und stehen für natürliche Wachstums- und Zerfallsprozesse sowie Einwirkungen des Menschen im Austausch mit der Erdatmosphäre. Sie können hierbei sowohl als Kohlenstoffquelle als auch als Kohlenstoffsenke wirken.

Nach Schätzung des IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) rührten von den Kohlenstoffemissionen der Jahre 1989-1998 jährlich $1,6 \pm 0,8$ Gigatonne (Gt) Kohlenstoff aus Landnutzungsänderungen, insbesondere Entwaldung, her. Das sind rund ein Fünftel der gesamten anthropogenen Kohlenstoffemissionen. Andererseits nahmen terrestrische Ökosysteme und hier wieder v.a. die Wälder $2,3 \pm 1,8$ Gt Kohlenstoff auf, etwa gleich viel wie die Weltmeere. Regionalklimatisch wirksam werden Wälder, indem sie zur Verdunstung beitragen, Temperaturextreme abmildern und horizontale Luftbewegungen bremsen. Zugleich wirken sie als Wasserspeicher und filter, bewirken einen ausgeglichenen Wasserabfluss und schützen vor Erosion und Lawinen. Durch ihre große Oberfläche entfalten sie eine starke Auskämm- und Filterwirkung und tragen so zur Luftreinhaltung bei (FAO 2001).

Wälder haben im globalen Maßstab überragende Bedeutung für die Erhaltung und nachhaltige Nutzung der biologischen Vielfalt. Aufgrund ihrer reichen, horizontalen und vertikalen Struktur, ihres Artenreichtums, ihrer hohen genetischen Vielfalt und ihrer komplexen funktionalen Vernetzung sind Waldökosysteme in gewissen Grenzen in der Lage, Störeinflüsse auszugleichen. Der Mensch hat aber bereits in so großem Umfang in Bestand und Funktionsfähigkeit der globalen Waldökosysteme eingegriffen, dass eine drastische Verringerung der biologischen Vielfalt der Wälder bzw. eine Veränderung ökosystemarer Vernetzungen und Gleichgewichtszustände die Folge sind.

Die Wälder der Erde werden nach den Klimazonen der Erde grob in boreale (kaltgemäßigte) Wälder (30 %), temperierte (gemäßigte) Wälder (22 %) und tropische (einschließlich subtropische) Wälder (48 %) unterteilt.

Die borealen Wälder bilden auf der Nordhalbkugel der Erde einen in seiner Ausdehnung gewaltigen und in seiner Homogenität und Einförmigkeit beeindruckenden polumfassenden Gürtel.

Die boreale Waldzone ist nach den Tropenwäldern die zweitgrößte Vegetationszone der Erde und erstreckt sich als geschlossener Gürtel zwischen etwa 50° und 70° Nord über Europa, Asien und Nordamerika. Die Nord-Süd-Ausdehnung variiert stark zwischen nur 700 Kilometern in Nordeuropa sowie Teilen Westkanadas und bis zu 2.000 Kilometern in Ostsibirien (HERKENDELL und PRETZSCH 1995).

Die Ernährungs- und Landwirtschaftsorganisation der Vereinten Nationen (FAO) geht von einer geschlossenen borealen Waldzone von rund 1,2 Mrd. Hektar aus. Mit 66 Prozent entfallen zwei Drittel auf Russland, der Rest verteilt sich auf Kanada, Norwegen, Schweden und Finnland. Diese nach dem FAO-Modus errechnete Fläche schließt jedoch einerseits die gesamte bestockte Waldfläche Russlands, Kanadas und auch Skandinaviens ein, in der auch die nicht-borealen Waldanteile enthalten sind (rund 200 Mio. Hektar). Andererseits bleiben die borealen Waldanteile von China (ca. 50 Mio. Hektar), Japan (6 Mio. Hektar), Mongolei (7 Mio. Hektar) und den USA (54 Mio. Hektar) unberücksichtigt (FAO 2001).

Die borealen Wälder beeinflussen auf vielfältige Weise sowohl das globale als auch das regionale Klima. Sie spielen eine entscheidende Rolle vor allem im Hinblick auf

- *die Energie- und Strahlungsbilanz,*
- *den globalen Kohlenstoffkreislauf,*
- *den Wasserhaushalt der Böden.*

In höheren (nördlichen) Breiten sind eine relativ geringe Sonneneinstrahlung und hohe Rückstreuung (bis zu 85 % der einfallenden Sonnenstrahlung) durch die im Winter großflächige Schnee- und Eisdecke charakteristisch. Die Rückstreuung eines dichten borealen Nadelwaldes beträgt nur ca. 15 %, so dass eine Temperaturerhöhung des Bodens - insbesondere während der Schneeschmelze im Frühjahr - erfolgt.

Daneben sind die borealen Wälder auch ein bedeutender Faktor der Verdunstung und damit auch für Wolkenbildung, Strahlungsverhältnisse, Wasserhaushalt und Niederschläge. Boreale Wälder wirken damit Versumpfungsprozessen und dem weiteren Vordringen der Tundra entgegen.

Ein weiterer wichtiger, das Klima beeinflussender Faktor ist der Kohlenstoffhaushalt der borealen Wälder. Die in der toten Biomasse und in der organischen Substanz der Böden

gespeicherte Kohlenstoffmenge liegt im borealen Wald deutlich über der der lebenden Biomasse.

Waldbrände, Luftverunreinigungen und konzentrierte Kahlschläge könnten jedoch die borealen Wälder in absehbarer Zukunft vom Kohlenstoffspeicher in eine nicht unbedeutende Kohlenstoffquelle umwandeln, so dass dann mit einer Erhöhung des CO₂-Gehaltes der Atmosphäre zu rechnen ist. Dies hätte eine Verstärkung des Treibhauseffektes zur Folge (APPS 1995).

Die Überwachung von Waldflächen bzw. Kohlenstoffsinken wird in Zukunft im Zusammenhang mit dem auf der UN Konferenz zum Klimaschutz in Kyoto im Dezember 1997 beschlossenen Kyoto-Protokoll ein wichtiges Aufgabenfeld werden. Ein Monitoring mithilfe von Fernerkundung und damit verbundenen Messungen der Kohlenstoffspeicherungskapazitäten sowie der Emission als auch der Absorption von Treibhausgasen soll mithilfe der Fernerkundung realisiert werden (GRACE et al. 2003).

In Zukunft werden Satelliten gestützte Sensoren die Konzentration von CO₂ in der Atmosphäre direkt messen können und damit eine Einschätzung der CO₂ Emissionen ermöglichen (DAS PARLAMENT 2001).

Laut Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) stammen über 17% der weltweiten anthropogenen Treibhausgasemissionen aus dem Forstsektor. Besonders bedeutsam für den Klimaschutz sind dabei die tropischen Regen- und Feuchtwälder, deren Kohlenstoffbilanz eine sehr hohe Speicherung gewährleistet (SOLOMON et al. 2007)

Das UN-REDD (*Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation*) Programm ist ein Instrument zur Reduzierung von Treibhausgasemissionen, die aus Entwaldung und Waldschädigung resultieren. Neben der Verminderung von Kohlenstoffdioxidemissionen der Wälder als „Quellen“ umfasst REDD+ auch den Schutz der Wälder als Kohlenstoff-„Senken“ und -„Speicher“ – also die Fähigkeit, Kohlenstoff aus der Atmosphäre zu binden. So gehören zum Geltungsbereich von REDD+ auch der Schutz von Wäldern, ihre nachhaltige Nutzung sowie die Erhöhung ihrer Kohlenstoffvorräte. Das wird durch das Plus (+) symbolisiert.

Das UN-REDD-Programm wurde 2008 ins Leben gerufen und ist eine gemeinsame Initiative von der Ernährungs- und Landwirtschaftsorganisation der Vereinten Nationen (FAO), dem Entwicklungsprogramm der Vereinten Nationen (UNDP) und dem Umweltprogramm der Vereinten Nationen (UNEP). Es unterstützt derzeit ca. 50 Partnerländer in ihren REDD+-Readiness-Bemühungen.

Die Grundidee von REDD+ sind leistungsorientierte Zahlungen für mess- und überprüfbare Emissionsreduzierungen durch Waldschutzmaßnahmen in Entwicklungsländern. Dem in den Wäldern gespeicherten Kohlenstoff wird im REDD+-Modell ein monetärer Wert zugewiesen, damit Wälder bei wirtschaftlichen Entscheidungsprozessen ein höheres finanzielles Gewicht bekommen. Der REDD+-Prozess sieht vor, Waldemissionen zu messen bzw. zu errechnen und anschließend zu bewerten. Hiermit sollen Anreize für die Begrenzung der Waldzerstörung geschaffen werden (WWF 2010).

Die Vertragsstaaten des UN-REDD Programms einigten sich auch auf den sogenannten *phased approach*. Dieser Ansatz sieht drei Phasen für die Vorbereitung auf REDD+ und Umsetzung entsprechender Aktivitäten in den Entwicklungsländern vor: In Phase 1 sollen REDD+-Länder zunächst die notwendigen Kapazitäten aufbauen und die geeigneten politischen Rahmenbedingungen sicherstellen, während Phase 2 für die Umsetzung von Pilotaktivitäten vorgesehen ist. In Phase 3 findet die eigentliche Umsetzung der REDD+-Aktivitäten statt. Diese Aktivitäten sollen nach dem MRV (*Measurement, Reporting and Verification*)-Prinzip vollständig gemessen, berichtet und verifiziert und auf Grundlage der dabei berechneten Emissionsreduktionen vergütet werden (UNFCCC 2010).

1.2 Problemstellung

Als großflächige und über weite Teile noch in ihrem natürlichen Zustand befindlichen Ökosysteme unterscheiden sich die borealen Wälder Sibiriens (auch Taiga genannt) grundsätzlich von den fragmentierten und durch den Menschen anderweitig veränderten Sekundärwäldern der übrigen Klimazonen. Zu diesem Ökosystem gehören auch die wirtschaftlich nutzbaren mongolischen Wälder, die sich auf die nördlichen Landesteile der Mongolei konzentrieren und eine Übergangszone zwischen der sibirischen Taiga und den weiter südlich gelegenen zentralasiatischen Steppen bilden (WYSS 2007).

Diese Waldressourcen konzentrieren sich innerhalb der neun nördlichen Aimags (Provinzen) und nehmen eine Fläche von 5 – 6 Mio. ha ein (TEUSAN 2000).

Die Wälder der Mongolei liegen entlang der drei großen Wasserscheiden der Welt. Darum ist der mongolische Wald nicht nur für das eigene Land ökologisch bedeutend, sondern auch weltweit. Aufgrund des trockenen zentralasiatischen Kontinentalklimas ist das Wachstum langsam, der Wald hat eine geringe Regenerationsfähigkeit, ist somit sehr empfindlich gegen Feuer, Insekten und anthropogene Aktivitäten (BAYARTSETSEG 2010).

Geschlossene Wälder im Norden der Mongolei sind von hoher ökologischer und ökonomischer Bedeutung, u.a. aufgrund ihres Potenzials zur Treibhausgasminde rung. Neben der direkten Nutzung von Waldressourcen durch die lokale Bevölkerung sind 35% der mongolischen Bevölkerung als Nomaden von intakten Ökosystemen abhängig (JANZEN und BAZARGUR 1999).

Die Entwaldung der Mongolei ist seit dem Zusammenbruch des sozialistischen Systems durch eine zunehmend unkontrollierte Holznutzung gekennzeichnet. Nach Meinung verschiedener Experten (z.B. CRISP 2004; ERDENECHULUUN 2006) steckt die mongolische Waldwirtschaft derzeit in einer Krise, die durch eine unkoordinierte institutionelle Gesamtsituation, fehlende anwendungsorientierte Ausbildungsstrukturen an den Universitäten, eine schwache Umsetzung von rechtlichen Grundlagen und sehr lukrativen Gewinnen aus einer überwiegend illegalen Holznutzung gekennzeichnet ist.

Pro Jahr sind Waldverluste in der Mongolei von ca. 60 000 ha zu verzeichnen. In den Jahren 1981 bis 1995 sind insgesamt 1,4 Mio. ha durch Waldbrand zerstört worden (UNDP 1998).

Um der Gefahr der weiteren Überexploitation der ökologisch sensiblen Gebirgstaiga entgegenzuwirken, müssen neue ökologisch orientierte und ökonomisch sinnvolle forstwirtschaftliche Nutzungskonzepte erarbeitet werden. Voraussetzung hierfür ist eine genaue quantitative und qualitative Erfassung der Waldressourcen (MEISSNER und WYSS 2002).

Die Mongolei verfolgt offiziell seit 2012 das Leitbild einer nachhaltigen, kohlenstoffextensiven Entwicklung („Green Development“) einschließlich der Minderung von Treibhausgasemissionen bzw. Anpassung an den Klimawandel. Sichtbares Zeichen dieses Bekenntnisses war 2012 die Umstrukturierung und Aufwertung des ehemaligen Umwelt- und Tourismusministeriums zum Ministerium für Umwelt und Grüne Entwicklung (Ministry of Environment and Green Development, MEGD). Die mongolische Green Development Strategy sieht u.a. vor, nationale Mess-, Berichts- und Prüfsysteme zum Klimawandel (Monitoring, Reporting, Verification, MRV) im Einklang mit internationalen Standards zu entwickeln.

Als Partner des Kyoto-Protokolls (1997) und des UN-REDD Programms zum Klimaschutz ist die Mongolei zudem bestrebt, Treibhausgasemissionen aus Entwaldung und Walddegradierung zu vermindern und (entsprechend dem Konzept REDD+) die Speicher- und Senkende Funktionen von Waldökosystemen mittels nachhaltiger Waldbewirtschaftung

zu verbessern. Mit der durch FAO und UNDP unterstützten Ausarbeitung einer nationalen REDD+ Readiness Roadmap hat die mongolische Regierung einen strategischen Rahmen für die Umsetzung von REDD+ geschaffen und mittels eines Aktionsplans operationalisiert. Zu den Kernvoraussetzungen zählt dabei die Entwicklung eines nationalen Waldmonitoring-Systems (National Forest Monitoring System, NFMS). Das System bereitstellt die Basisinformationen für die Klimaberichterstattung und für den Schutz sowie die nachhaltige Bewirtschaftung der mongolischen Wälder. Zentrales Hemmnis sowohl für Waldschutz/nachhaltige Waldbewirtschaftung als auch die Umsetzung von REDD+ sind unzureichende statistische Grundlagen für Waldsektorenentwicklung, Waldbewirtschaftung und die waldbezogene Klimaberichterstattung hinsichtlich Informationsumfang und -tiefe und ihrer Genauigkeit und Verlässlichkeit. Multifunktionale und statistisch belastbare Informationen über Waldökosysteme, die den Anforderungen der Klimaberichterstattung genügen und darüber hinaus strategische/operative Entscheidungshilfen für die Steuerung und Entwicklung des Waldsektors bieten, sind bisher nicht vorhanden.

Das bestehende System terrestrischer Waldinventuren und Forsteinrichtungen auf der Aimag Ebene orientiert sich an sowjetischen Vorbildern und basiert im Wesentlichen auf okularen Schätzungen. Sein Hauptzweck, ablesbar am vergleichsweise engen Spektrum erhobener Parameter, liegt in der Ermittlung nutzbarer Vorräte für eine vorwiegend bedarfsorientierte Holzernte. Hierdurch sind die langfristig produktionsorientierte Bewirtschaftung und die Anpassung der mongolischen Wälder an den Klimawandel erschwert.

Methoden der modernen Informationsverarbeitung in Form von Geographischen Informationssystemen (GIS) in Verbindung mit Fernerkundungsdaten stellen inzwischen wichtige Werkzeuge dar, um im Sinne eines „rapid appraisal“ eine schnelle Erfassung und Dokumentation von natürlichen Ressourcen und deren zeitlicher Veränderung zu ermöglichen (BLASCHKE 2003).

Die Kontinuität der Satellitenbilddaten bietet mehrere Möglichkeiten für die Dokumentation und Monitoring der räumlichen Vegetations- und Landnutzungsformen und ihrer Veränderungen. Mit den terrestrischen Informationen einer Inventur lassen sich nicht nur strukturelle Parameter, Diversität und Zusammensetzung der Vegetationsgemeinschaften erfassen und analysieren, sondern sie können auch über längere Zeiträume wiederholt erhoben und mit Fernerkundungsdaten verknüpft werden. Die Einbeziehung von Fernerkundungsdaten

kann dazu beitragen, aktuelle Landschafts- und Landnutzungsstrukturen flächenhaft, kosten- und zeitgünstig zu erfassen und auf einem aktuellen Stand zu halten (LAUSCH 2000).

Klassische Feld- und Analysemethoden können diese Informationen auf Grund der Größe der zu überwachenden Flächen und des damit verbundenen Kostenaufwandes nicht liefern. Als Alternative kommt damit der Analyse multispektraler und multitemporaler Fernerkundungsdaten eine besondere Bedeutung bei der flächendeckenden raum-zeitlichen Bewertung und Kontrolle zu. Dabei können die Fernerkundungsmethoden klassische Geländeerhebungen nicht ersetzen, jedoch unter der Maßgabe der Kosteneffizienz sinnvoll ergänzen (BIRGER 2002).

Die in der vorliegenden Arbeit aufgezeigten Ergebnisse stellen das Anwendungspotenzial der Fernerkundungsdaten für die Monitoring der Waldökosysteme in der Mongolei deutlich heraus.

1.3 Zielsetzung und Gliederung

Vorteile von Fernerkundungsdaten gegenüber Vor-Ort-Messungen ergeben sich insbesondere bei schwer zugänglichen Gebieten der Erdoberfläche. Erdbeobachtungssatelliten überfliegen diese regelmäßig meist innerhalb weniger Tage, wodurch eine hohe Aktualität und Kontinuität der Messwerte erreicht werden kann. Vor diesem Hintergrund haben sich zuerst Status-quo-Erfassungen der Erdoberfläche (Kartierung) etabliert, die zunehmend auch die Erfassung von Veränderungen (Monitoring) ermöglichen.

Nach Jahrzehnten der Entwicklung, Anwendung und Erweiterung der Satelliteninfrastruktur werden die Datenarchive kontinuierlich größer. Diese Daten können nicht nur zu Dokumentationszwecken genutzt werden, sondern zunehmend auch Entscheidungsgrundlagen für unterschiedliche Prozesse bilden (FEIST et al. 2013).

Aus der Problemstellung lassen sich folgende Fragen ableiten:

- Welche Fernerkundungsmethoden lassen sich für ein großflächigen Waldmonitoring in der Mongolei nutzen?
- Welche Referenzdatensätze der Feldkontrolle sind für eine sinnvolle Waldkartierung durch Auswertung der Fernerkundungsdaten notwendig?
- Wie können topographische Zusatzinformationen aus topographischen Karten und multitemporalen Satellitenaufnahmen die Waldkartierung erleichtern?

- Wie können vorhandene Forsteinrichtungskarten und neue Waldkartierungen aus Fernerkundungsdaten sowie die Ergebnisse aus digitalen Geländemodellen in GIS-Datenbanken verwaltet und analysiert werden?
- Welche fernerkundliche Verfahren sind für potenziellen Aufforstungsmaßnahmen anwendbar?

Da bisher Fernerkundungstechniken bei der Erfassung der Waldveränderungen in der Mongolei nur wenig genutzt wurden, soll untersucht werden, inwiefern die Auswertung verfügbarer Landsat Bilder eine Waldmonitoring-System ökonomisch realisierbar macht. Dabei soll insbesondere im östlichen Teil des Khangai-Gebirges exemplarisch untersucht werden, welche Fernerkundungsmethoden für Waldmonitoring geeignet sind.

Das exemplarische Monitoring soll innerhalb eines Zeitraumes von ca. 40 Jahren (1974 – 2011) durchgeführt werden, um Veränderungen der Waldflächen des Forschungsgebiet zu erfassen.

Hierbei sollen auch spezielle Fragestellungen, wie die Waldstörung durch den Holzeinschlag und Waldbrand erfaßbar sind, berücksichtigt werden.

Durch die Erstellung eines digitalen Höhenmodells und die Ableitung von topographischen Parametern (z.B. Höhengichtung, Hangneigung und Exposition) können zusätzliche relevante Informationen gewonnen werden. In Kombination (Verschneidung) mit den visuell oder digital erfassten Flächen können generelle Fragen, wie z.B. Wirtschaftswälder oder Verbot des Holzeinschlags bei über 30° Hangneigung (Erosionsschutz) berücksichtigt werden. Die Reliefparameter können ebenfalls als Entscheidungshilfe für durchzuführende Aufforstungen (Rehabilitation von devastierten Flächen durch Brand, Insektenbefall und Übernutzung) oder für die Identifizierung von spezifischen Wuchsregionen herangezogen werden (MEISSNER und WYSS 2002).

Neben der satellitenbildgestützten Erfassung von zeitliche und räumliche Veränderungen der Waldbeständen sollen auch weitere Untersuchungen in Bezug auf Identifizierung der Aufforstungsflächen und der Wuchsregionen der Zirbelkiefern durch Integration vom Höhenmodell exemplarisch durchgeführt werden.

Des Weiteren soll die Erfassungsmöglichkeit von immergrünen Zirbelkiefernbeständen (*Pinus sibirica*) aus Landsat Winteraufnahmen überprüft werden.

Im ersten Kapitel, das die Einleitung mit der Einführungen zum Themenkomplex Wald/Klima sowie die Problemstellung beinhaltet. Wird auch die Zielsetzung und Gliederung der Arbeit und der Stand der Forschung dargestellt.

Das zweite Kaptel informiert über den Untersuchungsgebiet die Mongolei im Allgemeinen und das Khangai-Gebirge im Besonderen.

Kapitel 3 widmet sich den Forschungsmaterial, wobei die Datengrundlagen und deren Datenaufarbeitung vorgestellt werden.

Im vierten Kapitel werden die Methoden gezeigt, wobei zuerst die Auswertung der Landsat-Szenen, der Aufbau einer GIS Datenbasis und die Analyse von DGMs (Digitales Geländenmodell) behandelt werden. Darüber hinaus werden die Auswertung von Forsteinrichtungskarten und die Integration von terrestrischen Aufnahmen sowie Bildklassifikation-Genauigkeit besprochen.

Die Ergebnisse der Bearbeitung werden im fünften Kapitel vorgestellt. Hier werden die aus der GIS Datenbank abgeleiteten thematischen Informationen, die Erfassung von Zirbelbeständen und die Waldflächenveränderungen sowie Beispiele von praktischen Anwendungen von GIS/Fernerkundung in der Forstbewirtschaftung gezeigt.

Im Kapitel 6 werden die Ergebnisse diskutiert.

1.4 Stand der Forschung

Die ersten vegetationskundlichen Untersuchungen in der Mongolei stammen aus dem 18. Jh. Nach der Gründung der Mongolischen Volksrepublik (MVR) im Jahr 1924 nahmen diese einen systematischeren Charakter an. Bedeutende Fortschritte brachten die Gründung der staatlichen Hochschule in Ulaanbaatar im Jahr 1942 und der mongolischen Akademie der Wissenschaften (MAS) im Jahr 1961, wodurch auch einheimischen Forschern die Möglichkeit zur wissenschaftlichen Ausbildung in Kooperation mit russischen Botanikern und Vegetationsgeographen eröffnet wurde (WYSS 2007).

In den Jahren 1956 und 1978 führten sowjetische und mongolische Wissenschaftler landesweit nationale Waldinventuren durch (BAYARTSETSEG 2010).

Der Einsatz von Luftbildern in der mongolischen Forstwissenschaft begann Anfang der Siebziger Jahre. Die Luftbildmosaike aus den Jahren von 1966 bis 1982 wurden unter zusätzlicher Verwendung von terrestrischen Aufnahmen zur Herstellung von

Forsteinrichtungskarten, Regressionsmodellen für die bestandesweise Holzvorratschätzung eingesetzt.

Die wissenschaftlich großräumig angelegten Expeditionen wurden in den 1980er-Jahr fortgeführt und umfassten landesweite Untersuchungen zu Flora, Fauna, Vegetation und Landwirtschaft auf der Basis von Luftbildern und russischem Satellitenbildmaterial mit einer jährlichen Teilnahme von ca. 200 bis 300 russischen und mongolischen Wissenschaftlern aus den Bereichen Botanik, Zoologie, Klimatologie, Geomorphologie und Bodenkunde (GUNIN, 1999). Erstmals wurden in dieser Phase auch die Waldgebiete der Mongolei systematisch erforscht und in der „*Karte der Waldvegetation der MVR*“ dargestellt (LAVRENKO et al. 1983).

Im Jahr 1987 wurde das „Information and Computer Center“ (ICC) des Ministeriums für Natur- und Umweltschutz in Ulaanbaatar gegründet. Am ICC wurde auch eine Empfangsstation für NOAA-Satellitendaten errichtet.

Aufgaben des ICC sind der Aufbau eines Umweltinformationssystems, die Bereitstellung von Geodaten und die Erfassung der Wald- und Steppenbrände, Dürreereignisse und Vegetationsveränderungen mittels Satellitenaufnahmen.

In den Jahren 2007 und 2012 wurde das ICC zusätzlich für den Empfang von MODIS und Suomi NPP-Satellitendaten ausgerüstet (www.icc.mn).

Erste Ansätze zur Nutzung von hochauflösenden Satellitenbilddaten zur Erfassung und zum Monitoring von Waldressourcen in der Mongolei bildete in der jüngeren Vergangenheit das „*Forest Resource management Study Selenge Province*“ Projekt, welches im Zeitraum von 1994 bis 1997 von der „*Japan International Cooperation Agency*“ (JICA) in einem Projektgebiet von 160.000 Hektar nahe der russischen Staatsgrenze durchgeführt wurde (JICA 1997).

MEISSNER und WYSS (2002) berichten über den Einsatz von Fernerkundung und GIS bei dem Waldmanagement und der Unterstützung von Naturschutz und Randzonenentwicklung in der Mongolei. Diese Arbeitsgruppe entwickelte im Khentii Gebirge eine Walderfassungsmethodik, die Fernerkundungs- und Feldaufnahmendaten kombiniert. Diese Untersuchungen erfolgten im Rahmen des GTZ Projektes „Schutz und Bewirtschaftung natürlicher Ressourcen“ (MEISSNER et al. 2004).

Über die Möglichkeiten zur nachhaltigen Einführung von GIS-gestützten Methoden zur qualitativen und quantitativen Erfassung von Waldressourcen auf der Basis von multitemporalen Satellitenbilddaten in der Mongolei berichtet WYSS (2007).

SCHROEDER et al (2011) arbeiten mit einer Landsat Time Series für eine Provinz in Kanada, um die Zerstörungen borealer Wälder durch Feuer und Holzeinschlag zu dokumentieren. Leider ist diese Methodik für unterschiedliche Rahmenbedingung wie in der zentralen Mongolei nicht anwendbar.

2 UNTERSUCHUNGSGEBIET

2.1 Die Mongolei im Überblick

Die Mongolei umfasst eine Fläche von ca. 1,6 Mio. km² und ist damit fünfmal so groß wie die Bundesrepublik Deutschland (SCHENK 1994).

Der nördlichste Punkt liegt bei 52°06' und der südlichste bei 41°31' nördlicher Breite. Die westlichste Grenze liegt bei 87°47' und die östlichste bei 119°54' östlicher Länge (HILBIG 1995).

Zwischen dem nördlichsten und dem südlichsten Punkt liegt eine Entfernung von 1250km und dem östlichen und westlichen Punkt von 2370km. Übertragen auf Europa reicht die Ausdehnung der Mongolei im Westen von der französischen Atlantikküste bis nach Rumänien im Osten und im Norden von der deutsch-holländischen Grenze bis nach Rom im Süden (BASTIAN 2000).

Administrativ ist die Mongolei in 21 *Aimags* (Provinzen) unterteilt. Diese gliedern die Provinzen sich in Kreise (*Sum*) und diese wiederum in Gemeinden (*Bag*), welche die kleinste administrative Einheit darstellen (WYSS 2007).

Die Bevölkerung der Mongolei lag Ende 2011 bei 2,81 Mio. und mit 1.6 Einwohnern pro 1 km² ist die Mongolei eines der am dünnsten besiedelten Länder der Welt (NSO 2011).

Das Relief der Mongolei gehört naturräumlich zum transbaikalischen Gebirgssystem. Fast 85% der Landesfläche liegen in einer Höhe von über 1000 m ü. N.N., so dass die Mongolei ein typisches Hochland darstellt (MURZAEV 1954).

Die mittlere Höhenlage der Mongolei beträgt 1580 m. Der höchste Punkt der Mongolei ist der Khuiten mit 4374 m im mongolischen Altai im äußersten Nordwesten des Landes. Der tiefste Punkt befindet sich mit 552m über dem Meeresspiegel an dem kleinen Salzsee Chuch Nuur in der Uldssenke im äußersten Nordosten (BARTHEL 1988).

Generell ist wieder eine Abnahme der Höhe von Westen nach Osten zu erkennen. Als nächstes soll auf die wichtigsten Gebirge der Mongolei eingegangen werden.

Zuerst sei das mongolische Altaigebirge genannt. Es ist das eindrucksvollste und längste Gebirge der Mongolei. Der mongolische Altai beginnt im äußersten Nordwesten, wo er sich vom russischen Altai löst und dann mit einer Länge von mehr als 1600km nach Südosten verläuft und in der Gobi endet. Der südöstliche Teil wird meist als Gobi Altai bezeichnet. Der mongolische Altai bildet eine Ansammlung von Gebirgsketten und -zügen mit dazwischen

liegenden langgestreckten Senken. Die höchste Erhebung ist der eben schon erwähnte Khuiten mit 4374 m. In Richtung Südosten nimmt die durchschnittliche Höhe des Altai ab, doch einzelne Gipfel erreichen auch hier noch eine Höhe von bis zu 4000m über dem Meeresspiegel (z.B. der Ikh Bogd).

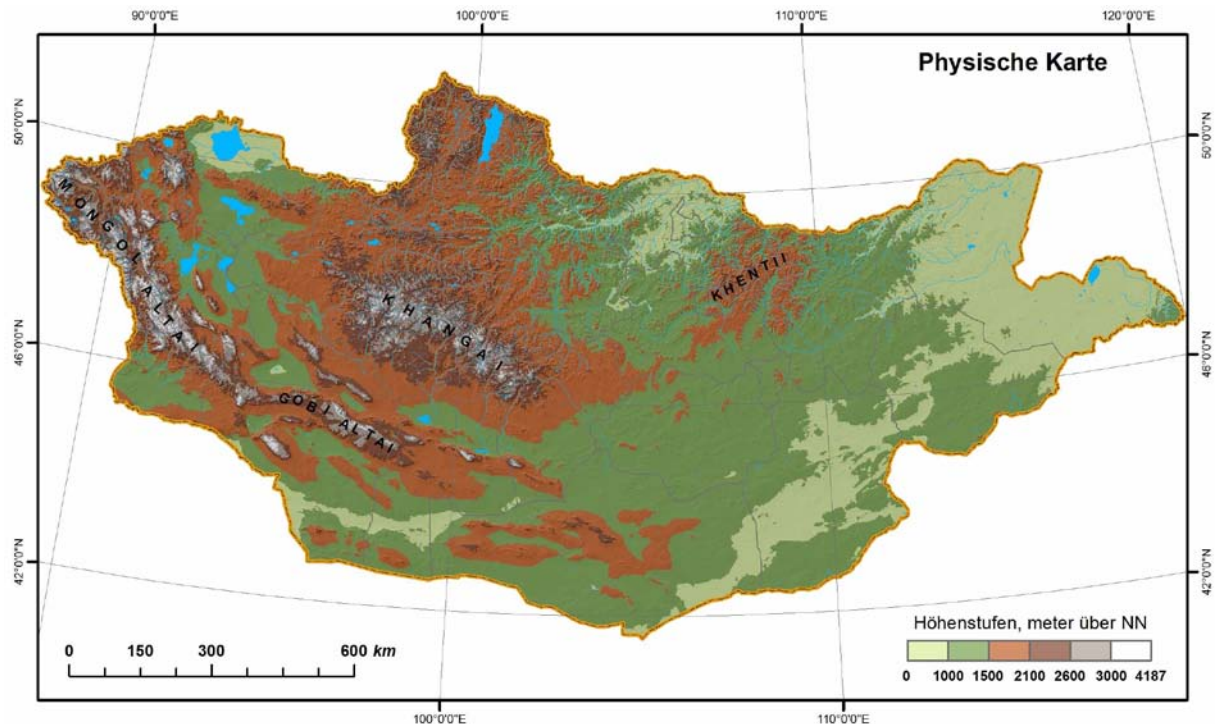


Abbildung 1: Reliefbezogene Großlandschaften der Mongolei. Datenquelle: Aster GDEM

Ein weiteres markantes Gebirgssystem ist das Khangai-Khentii-Gebirge im Inneren der Mongolei. Die Gesamtlänge, vom Beginn im Westen bis zum Übergang des Khentii auf russisches Gebiet, beträgt mehr als 1500km. Der Hauptkamm des Khangai verläuft parallel zum mongolischen Altai und sein höchster Gipfel ist der Otgon-Tenger mit 4031m. Er ist der einzige Berg im Khangai, der mit ewigem Schnee bedeckt ist und kleine Gletscher aufweist. Der Khentii bildet den Ostflügel des gewaltigen Gebirgsbogens. Die Höhe der Berge ist im Khentii geringer als im Khangai. Der höchste Gipfel ist der Asaraltu mit 2751m. Breite Täler und geglättete Bergformen sind kennzeichnend für die Mittelgebirgslandschaft zwischen dem Khangai und dem Khentii (THIEL 1958).

Das weitläufige Hochplateau der Ostmongolei umfasst den gesamten Osten der Mongolei und erstreckt sich südlich des Khentii bis zum Ostfuß des Khangai. Die mittlere Höhenlage beträgt hier zwischen 800-1000m. Die höchsten Gipfel erreichen nicht ganz die 1800m, wie zum Beispiel der Bogd-Uul bei Tschoir mit 1731m. Herauszuheben ist die Monotonie der Oberflächenformen. Aber es gibt auch Abwechslungen, wie zum Beispiel durch die

Landschaft Dariganga. Dieser Raum ist durch Vulkanismus bestimmt. Es sind zahlreiche Vulkankegel zu finden, die über das allgemeine Niveau ansteigen und eine Höhe von bis zu 1425m erreichen.

Abschließend ist noch die Gobi zu erwähnen, die große Teile der Süd-Mongolei einnimmt. Es umfasst die Trans-Altai Gobi südlich des Gobi-Altai und den ausgedehnten Raum östlich des Gobi-Altai, den man als Ostmongolische Gobi zusammenfassen kann. Charakteristisch für das Relief ist das abwechselnde Auftreten von größeren und kleineren lang gezogenen Tälern und Becken und dazwischen liegenden Rücken und Hügeln, deren Ausdehnung und Höhenlage ganz verschieden sein kann (THIEL 1958).

Die Mongolei ist ein klimatisches Übergangsgebiet zwischen den mit Taiga bedeckten Gebirgen Südsibiriens und den Wüsten Zentralasiens. Sie weist ein starkes Relief auf, weshalb es zu kleinräumigen Klimaveränderungen kommen kann (MURZAEV 1954).

In der Mongolei herrscht ein extrem kontinentales Klima, das zeitlich und räumlich stark variiert. Charakteristika für das mongolische Klima sind lang anhaltende, kalte Winter und kurze heiße, niederschlagsreiche Sommer.

Die durchschnittliche Jahrestemperatur liegt bei 0.7°C . Januar ist der kälteste Monat mit durchschnittlichen Temperaturen von -15°C im Süden bis -35°C im Norden. Der Juli ist der wärmste Monat mit mittleren Temperaturen, die zwischen 10°C im Norden und 22°C im Süden des Landes liegen. Der durchschnittliche jährliche Niederschlag beträgt auf die gesamte Mongolei bezogen 227 mm. Diese nehmen von Norden nach Süden kontinuierlich ab. In den höheren Lagen der nördlichen Gebirgsregionen können diese 600 mm erreichen, sinken jedoch in einigen Gebieten der transaltaischen Gobi auf weniger als 50 mm (BARTHEL 1988).

Im Gebiet der Mongolei entstehende jährliche Durchschnittsgewässerreserven betragen, das Gewässer von Russland und China einbezogen, 34.6 km^3 . 60 % des jahresdurchschnittlichen Wasserflusses fließen durch die Landesgrenze hinaus und der restliche Anteil versickert im Boden oder mündet in den Seen der Gobi. 85 % des Oberflächenwassers ist Süßwasser, wovon allein der See Khuvsgol 93.6 % ausmacht. 83.7 % der Gewässerreserven bestehen aus Seewasser, 10.5 % von Eisflüssen und 5.8 % aus Flusswasser (MNE 2009).

Die Vegetations- und Landschaftszonen der Mongolei weisen eine sehr deutliche breitenkreisparallele Zonalität auf. Diese ist in der flachwelligen Ostmongolei aufgrund eines fehlenden Gebirgsreliefs kaum gestört und dort fast lehrbuchhaft ausgeprägt. In der

orographisch stärker gegliederten Westmongolei ist die Abfolge der Landschafts- und Vegetationszonen entsprechend der unterschiedlichen Höhenlagen und Hangexpositionen modifiziert. Hier erfolgt der Wechsel zwischen den verschiedenen Zonen nicht nur in Nord-Süd-Richtung, sondern zudem auch mit der Höhe über dem Meeresspiegel. Durchquert man die Mongolei von Norden nach Süden, gelangt man von der (sich an die sibirische Taiga Baikaliens südlich anschließenden) mongolischen Gebirgstaiga durch die Gebirgswaldsteppe und Gebirgssteppe, die Steppe, die Wüstensteppe schließlich bis zur Wüste (BARTHEL 1988).

Gebirgstaiga: 4,1 Prozent der Landesfläche der Mongolei werden von der Vegetationszone der Gebirgstaiga bedeckt, die als Ausläufer der ostsibirischen Taiga den mongolischen Raum erreicht. Der Waldbestand wird vorwiegend von der sibirischen Lärche (*Larix sibirica*) aufgebaut, der stets auch Zirbelkiefern (*Pinus sibirica*) und Tannen (*Abies sibirica*) beigemischt sind. Der Unterwuchs ist artenarm und besteht vornehmlich aus Preiselbeer- und örtlich auch Heidelbeerkraut (*Gattung Vaccinium*). Aufgrund der Unterlagerung durch Permafrost sind die Täler in der Taigazone oft versumpft und vielfach von rutenartig gewachsenen und sehr dicht stehenden 2 bis 3 Meter hohen Birken (*Betula fruticosa*) bestockt.

Gebirgswaldsteppe und Gebirgssteppe: Etwa ein Viertel der Landesfläche der Mongolei wird von Gebirgswaldsteppen und Gebirgssteppen eingenommen. Sie sind Teil der euroasiatischen Steppenzone, die von Ungarn über die Ukraine und Kasachstan bis in den Nordosten Chinas reicht. Charakteristisch für die Gebirgswaldsteppe der Mongolei ist eine überall zu beobachtende Verteilung von Waldarealen und Steppenarealen in Abhängigkeit von der Hangexposition. Die nach Norden exponierten Gebirgsflanken tragen Wald (meist Lärchenwald mit reichem Unterwuchs), die südexponierten, trockeneren, Hänge sind baumlos und tragen Steppenvegetation. Die Leitpflanze der Steppenareale ist das haarförmige Federgras der Gattung *Stipa*. Aufgrund der großen Höhenlage sind jedoch neben den typischen Vertretern der trockenen Federgrassteppe auch hochwachsende Gräser und Kräuter des alpinen und subalpinen Bereichs, so unter anderem verschiedene Edelweiß- und Enzianarten sehr häufig. Infolge des dichten Gräser- und Kräuterbestandes sind die Gebirgswaldsteppen und Gebirgssteppen gute Weidegebiete und auch zur Heugewinnung geeignet. Hier liegen die größten Ackerbauareale der Mongolei. Es handelt sich um deren am dichtesten besiedelte Landschaftszone (TRETER 1996).

Steppe: Gut ein Viertel der Fläche der Mongolei (26,1 %) wird von niederwüchsigen Federgrassteppen bedeckt, deren Leitpflanze das haarförmige Federgras (*Stipa capillata*) ist. Zudem sind auch verschiedene Wermutarten (Gattung *Artemisia*), sowie andere Süß- und Sauergräser anzutreffen.

Wüstensteppe: Mehr als ein Viertel der Fläche der Mongolei (27,1 %) wird von der Landschaftszone der Wüstensteppe bedeckt, die sich - bedingt durch zunehmende Trockenheit - südlich an die Steppenzone anschließt. Der Wechsel äußert sich im Vegetationsbild in einer zunehmenden Auflösung der Pflanzendecke, die nur noch weniger als die Hälfte des Bodens bedeckt, am büschelartigen Wuchs der Pflanzen, sowie an vereinzelt auftretenden Horsten von dornigen Sträuchern. Charakterpflanzen bleiben die Gräser, wenn auch das Federgras *Stipa capillata* der Kurzgrassteppe zunehmend von anderen Federgräsern wie *Stipa gobica* und *Stipa orientalis* verdrängt wird. Je weiter man nach Süden gelangt, desto häufiger treten auch Salzkrauter und büschelartig wachsende Pflanzen mit teilweise starkem Dornenbesatz auf. Besonders in den zahlreichen flachen, abflußlosen Senken treten auch zahlreiche Salzpflanzengesellschaften auf und bilden Inseln der Halophyten-Wüstensteppe (BARTHEL 1988).

Wüste: 15,5 % der Fläche der Mongolei werden von Wüsten bedeckt, die meist als Kies- oder Steinwüsten ausgeprägt sind. Bei einer Jahresniederschlagsmenge von teilweise unter 50 mm/Jahr ist die Vegetation hier äußerst lückenhaft, oder der Boden gar völlig vegetationslos. In den selten auftretenden Sandgebieten mit wandernden Barchanfeldern ist der Saxaul (*Haloxylon ammodendron*) die Charakterpflanze. Er zeigt hier meist einen verkrüppelten und strauchartigen Habitus und wird selten höher als zwei Meter. Mit seinen tief in den Untergrund vordringenden Wurzeln ist er der extremen Trockenheit gut angepasst (BARTHEL 1988).

Das Untersuchungsgebiet Khangai Gebirge gehört zu Vegetationszone von Gebirgswaldsteppe und Gebirgssteppe.

Der Naturschutz hat in der Mongolei eine lange Tradition. Die Glaubensauffassungen des mongolischen Volkes förderten die Achtung vor der Natur.

Das heutige Schutzgebietsgesetz in der Mongolei nennt 4 Schutzkategorien die nach der Strenge des Schutzes folgendermaßen geordnet sind (WYSS 2007):

- Streng geschützte Flächen (*Strictly Protected Areas*) mit 20 ausgewiesenen Flächen
- Nationale Schutzgebiete (*National Parks*) mit 32 ausgewiesenen Flächen
- Naturreserven (*Nature Reserves*) mit 34 ausgewiesenen Flächen

- Naturdenkmäler (*Monuments*) mit 13 ausgewiesenen Flächen

Zurzeit stehen rund 27.2 Mio. Hektar unter Schutz und dies entspricht ca. 17.3% der Landesfläche (MEGD 2012).

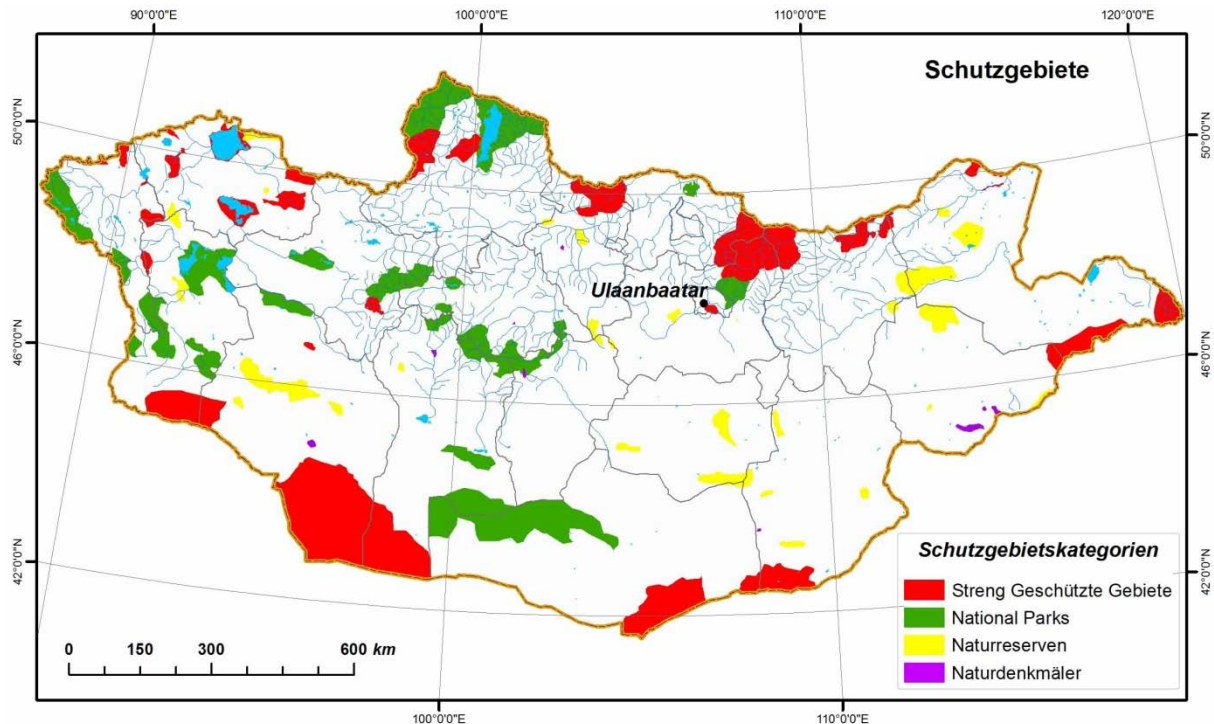


Abbildung 2: Schutzgebiete in der Mongolei. (Quelle: www.eic.mn, MEGD 2013)

Charakteristisch für die mongolischen Waldbestände ist das scharf begrenzte Nebeneinander von Taiga-Wald und Steppe. Die Wuchsgebiete liegen zwischen 800 m und 2.500 m. ü. N.N. und konzentrieren sich auf die Nordhänge in der montanen Höhenstufe mit jährlichen Niederschlägen zwischen 400 und 600 mm. Die Südhänge weisen von N nach S zunehmend Steppenvegetation auf. Ursache sind erhebliche expositionsbedingte mikroklimatische Unterschiede, wobei die ungehinderte Sonneneinstrahlung an den Südhängen zu erhöhter Verdunstung und damit zu einer geringen Bodenfeuchte führt. Waldwachstum kann nicht mehr zustande kommen (TRETER 1996). Die beschriebenen extremen Klimabedingungen lassen nur wenig Baumarten zu. Als Nadelbäume sind die Lärche (*Larix sibirica*), Kiefer (*Pinus silvestris*), Sibirische Kiefer (*Pinus sibirica*), Fichte (*Picea obovata*) und Tanne (*Abies sibirica*) - als Laubbaum dominiert die Birke (*Betula platyphylla*) und auch die Pappel (*Populus tremula*, *Populus diversifolia*) ist nennenswert vertreten. Die artenreicheren Auewälder sind auf kleinere Flächen beschränkt. Die Trennlinie zwischen der Kiefer und der konkurrenzschwächeren Lärche ist in der Regel höhendifferenziert. In den wenigsten Fällen kommen homogene Waldbestände vor. Meistens dominieren Mischbestände, die sich aus Kiefer - Birken- oder Lärchen - Birkenbeständen zusammensetzen. Diese Mischgebiete

kommen zumeist auf ehemaligen Exploitationsflächen vor. Hierbei handelt es sich um Sukzessionsstadien zur jeweiligen Klimaxphase (Kiefern- bzw. Lärchenbestand). Die sibirische Kiefer (*Pinus sibirica*) ist bevorzugt in höheren Lagen (ab ca. 2000 m) anzutreffen (MEISSNER und WYSS 2002).

In der Mongolei werden drei große Waldzonen unterschieden:

- Der Süd-Baikal-Bereich: Er grenzt im Norden an Russland an; Hauptbaumarten: Sibirische Lärche (*Larix sibirica*), Waldkiefer (*Pinus sylvestris*), Sibirische Zirbelkiefer (*Pinus sibirica*) und Mandschurische Birke (*Betula platyphylla*);
- Der Changai-Bereich im Nordwesten: Mit Sibirischer Lärche, Sibirischer Zirbelkiefer, Birken und Sibirischer Fichte (*Picea obovata*);
- Der zentralasiatische Bereich: Er grenzt im Süden und Südwesten an China an. Eine wichtige Vegetationsform sind die Saxaul-Gebüsche (Rutenstrauch-Halbwüsten).

In den ersten beiden Waldzonen stocken auf zeitweilig überschwemmt alluvialen Talböden diverse Auwälder, darunter taiga-ähnliche Ausprägungen mit Sibirischer Fichte bis hin zu azonalen, starken Wasserspiegelschwankungen unterworfenen und häufig umgestalteten Weichlaubholz-Auwäldern mit Pappeln und Weiden (*Populus salsvelens*, *P. laurifolia* und *Salix spp.*). Der durchschnittliche Holzvorrat beträgt circa 100 Festmeter pro Hektar. Vom jährlichen Zuwachs von 1,2 Festmetern pro Hektar wurden bisher nur etwa 15 Prozent genutzt.

Nach offiziellen Angaben des MEGD betrug die Forstreserve der Mongolei im Jahr 2011 schätzungsweise 18,56 Mio. Hektar, wovon 12,9 Mio. Hektar den geschlossenen Waldflächen zuzuordnen sind. Dies entspricht 8,26% der Landesfläche, wenn die *Saxaul*- Bestände (*Haloxylon ammodendron*) mit einer Fläche von 2.1 Mio. Hektar in den südlichen Landesteilen nicht eingerechnet werden.

Der gesamte Holzvorrat wird auf 1313,4 Mio. m³ geschätzt, wovon 99,9% in den Wäldern der Gebirgssteppe und Waldsteppe und 0,1% in der *Saxaul*- Bestände konzentriert ist. Der Vorrat an Holzmasse erreicht bis zu 300 m³ je Hektar in der Subtaiga, im Durchschnitt liegt er jedoch bei lediglich 109 m³. Der jährliche Zuwachs beträgt durchschnittlich 1.4 m³ je Hektar.

Diese niedrigen Werte im Hinblick auf Holzvorrat und Zuwachs sind charakteristisch für boreale Wälder und durch das kontinentale Klima bedingt (TSOGTBAATAR 2004).

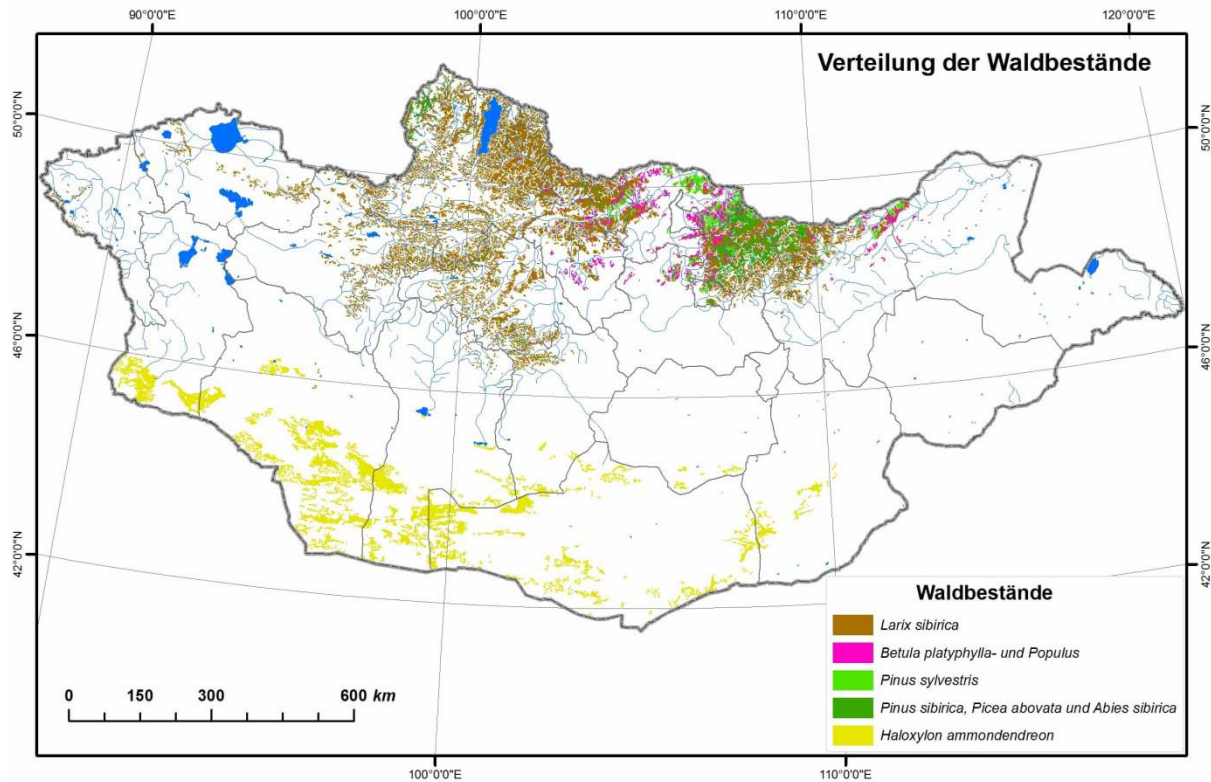


Abbildung 3: Verteilung der Waldbestände in der Mongolei. (Quelle: MEGD, Stand: 1981)

2.2 Das Untersuchungsgebiet – Khangai Gebirge

Das Khangai Gebirge liegt im Zentrum der Mongolei. Nicht nur für die Mongolei ist es von zentraler Bedeutung. Es ist beispielsweise eine wichtige Wasserscheide und trennt die Flusssysteme, welche in den Pazifik entwässern von denen, die in das nördliche Polarmeer entwässern. Das Khangai-Gebirge ist ein Hochgebirge in der zentralen Mongolei. Es hat eine Ausdehnung von rund 500 km in Ost-West-Richtung und bis zu 300 km in Nord-Süd-Richtung (HAASE 1963).

Das Khangai-Gebirge erstreckt sich über mehr als 600 km von den Ausläufern des Russischen Altai bis zu den Rumpfflächen der Ostmongolischen Steppenplatte. Der Hauptkamm des Khangai erreicht Höhen von 3000 bis 3500 m. Nur im Otgon Tenger Massiv ragt er über 4000 m auf. Das ganze Khangai-Gebirgssystem ist mit den zahlreichen, vom Hauptkamm nach Nordosten und Südwesten ausgreifenden, aber nur bis zu 2500 m Höhe aufragenden Gebirgszügen und Hochplateaus über 200 km breit. Das Vorland im Norden ist etwa 1400 bis 1500 m hoch gelegen, während sich das Südkhangai-Plateau von etwa 2000 auf 1400 m Meereshöhe abdacht.

Der Khangai gehört zu dem durch zahlreiche Hochgebirge am Nordrande Innerasiens mehrfach gegliederten und unterbrochenen Steppengürtel mit Tschernosem- und

Kastannosem-Böden, der sich von Südosteuropa über die Ukraine, Kasachstan und die Mongolei bis nach Nordostchina hinzieht. Klima und Vegetation schaffen aber – insbesondere in verschiedenen Höhenlagen – in den einzelnen Regionen sehr unterschiedliche Bedingungen für die Bodenbildung.

Der Khangai ist – wie das gesamte Gebiet der Mongolei – durch ein winterkaltes Trockenklima ausgezeichnet. Temperaturverlauf und Niederschlagsverteilung bestimmen vor allem zwei Jahreszeiten mit völlig unterschiedlichem ökologischem Charakter. Der kurze Sommer, der etwa von Anfang Juni bis Ende August andauert, bringt den mittleren und höheren Lagen gemäßigt warme, den Tallagen zeitweilig auch sehr warme Temperaturen. Auf die selten mehr als einen Monat umfassenden Übergangszeiten folgt ein sehr kalter, langer Winter. Von Oktober bis etwa April, in den oberen Gebirgslagen von Ende September bis Ende Mai weist er nur Temperaturen unter 0° auf. Dabei können von Dezember bis Februar Perioden von 15 bis 20 Tagen auftreten, in denen die Tagesmittel und die Tagesmaxima unter -25° , in den Beckenlagen sogar anhaltend unter -30°C bleiben. Ganz entsprechend ist hier der Bodenfrost und die Bodengefrorenis ein sehr wesentlicher Bodenbildungsfaktor. Die Vegetationszeit wie die Tätigkeit des Edaphons drängen sich somit auf wenige Monate zusammen. Die Steppe beginnt Anfang bis Mitte Juni zu grünen und erreicht an Wende vom Juli zum August den Höhenpunkt ihrer Entwicklung. Schon Ende August, spätestens bis den ersten Septemberfrösten sterben die Kräuter und Gräser ab, verbleiben aber als Trockensubstanz noch lange auf dem Halm. Diese Monate sind aber zugleich die niederschlagsreichsten des ganzen Jahres, denn von den 250 bis 300 mm Jahresniederschlag in den unteren Lagen fallen etwa 70 bis 80% in dieser Zeit. Die Winter sind demzufolge stets schneearm, wodurch die Eindringtiefe des Frostes in den Boden wesentlich gefördert wird. Die höheren Lagen im Khangai dagegen dürften nach vorsichtigen Schätzungen etwa 400 bis 500 mm Niederschlag empfangen und somit zumindest semihumide bis vollhumide Bedingungen aufweisen (HAASE 1983).

Neben den thermischen und hygrischen Bedingungen sind die Einstrahlungsverhältnisse in den verschiedenen Expositionen für die Bodenbildung und die bodengeographische Differenzierung innerhalb des Gebirges von großer Bedeutung. Das Maß der Verdunstung und damit der Bodenwasserhaushalt sind weitgehend vom Strahlungsgenuss der verschiedenen Standorte abhängig. Das findet in einer klimatisch bedingten Asymmetrie der Verteilung der Vegetationsformationen, der Bodengesellschaften und der

geomorphologischen Erscheinungen seinen Ausdruck. Diese Asymmetrie zwischen Nord- und Süd-Seite äußert sich im großräumigen hypsometrischen Landschaftsaufbau wie in der kleinräumigen ökologischen Differenzierung. Sowohl die pleistozänen als auch die rezenten Verwitterungs- und Abtragungsprozesse sind auf das engste mit den klimatisch-hydrographisch bedingten Unterschieden zwischen Nordseite und Südseite des Gebirges sowie zwischen Nordhang und Südhang jedes der zahlreichen ost-west-gerichteten Täler verknüpft (RICHTER et al. 1964).

Unter diesen Bedingungen haben sich im Khangai-Gebirge 5 bodengeographische Höhenstufen herausgebildet (Abb. 4).

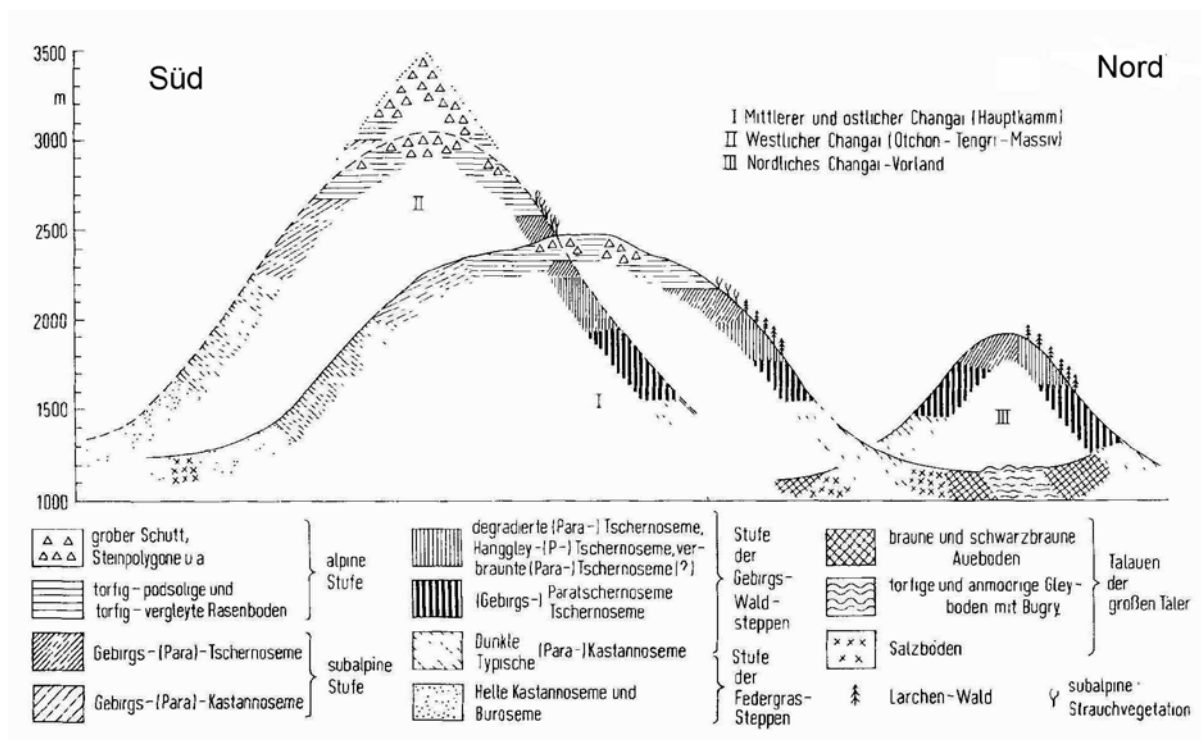


Abbildung 4: Schema der Höhenstufen der Böden im Khangai-Gebirge. Quelle: Günter Haase (1963)

1. Die alpine Stufe, deren untere Grenze in Abhängigkeit vom Gebirgsbau und der Reliefgestaltung zwischen 2400 und 2900 m liegt und über 3000 bis 3200 m in eine nicht überall ausgebildete Schutt- und Geröllstufe übergeht;
2. Die subalpine Stufe mit steppenbodenähnlichen Bodenbildungen, deren Untergrenze zwischen 2000 m an der Nordflanke und 2400 m auf der Südabdachung des Gebirges schwankt;
3. Die Stufe der Gebirgs-Waldsteppen, nahezu ausschließlich an der Nordseite des Gebirges entwickelt ist und zwischen etwa 1700 m und 2000 bis 2400 m Höhe liegt;

4. Die Stufe der Federgrassteppen, die auf der Südabdachung bis über 2000 m aufsteigt und sich mit der subalpinen Stufe verzahnt, auf der Nordseite aber nur die Talbereiche unter 1700 m einnimmt;
5. Die breiten Talauen der großen Flüsse des nach Norden entwässernden Selenge-Systems und die ausgedehnten Einbruchsbecken am Südfuße des Gebirges.

Im Folgenden werden die Stufe der Gebirges-Waldsteppen und Federgrassteppen im Khangai-Gebirge zusammengefasst.

Die Stufe der Gebirges-Waldsteppen wird auf die Nordabdachung des Gebirges in Höhen von 2000 bis 2400 m von einer nahezu geschlossenen Waldzone eingeteilt. Die Baumartenzusammensetzung der Wälder zeigt allerdings nicht den Reichtum der südsibirischen Taiga, sondern die sibirische Lärche und in geringem Maße die Zirbelkiefer und Birke beherrschen allein die lichten Wälder, die dafür eine reiche Kraut- und Grasflora aufweisen. Die Nadelstreu der Lärche bleibt für den Boden daher ohne Wirkung. In den Höhenlagen zwischen 1700 und 2200 m lösen sich die geschlossenen Waldareale in einzelne inselhaft Vorkommen auf, zwischen denen sich Gebirgssteppen ausbereiten. Diese unterscheiden sich von den Federgrassteppen der Gebirgsfußregion bzw. der Südflanke des Gebirges nicht nur durch die Wuchshöhe, die Vitalität und die Dichte ihres Pflanzenbestandes, sondern auch durch ihren Artenreichtum und dessen Zusammensetzung. Die Gebirgssteppe ist stets sehr krautreich, und als wichtigste Gräser zeigen *Festuca ovina*, *Koeleria gracilis*, *Poa botryoides* und *Agropyron cristatum* den Übergang zur Langgrassteppe an, während die Federgras-Steppen-Gesellschaften der unteren Lagen die typische trockene Kurzgrassteppe vertreten (RICHTER et al. 1964).

Die vorliegende Forschungsarbeit konzentriert sich auf dem Gebiet, sich ca. 480 km westlich der Hauptstadt Ulaanbaatar in der östlichen Teil des Khangai-Gebirges befindet. Das Untersuchungsgebiet umfasst eine Fläche von ca. 3 Mio. ha und liegt zwischen den geographischen Koordinaten $99^{\circ}16'$ und $102^{\circ}08'$ östliche Länge sowie zwischen $46^{\circ}31'$ und $48^{\circ}21'$ nördliche Breite. Die Höhenlage erstreckt sich von 1360 m bis 3015 m. (Abb. 5).

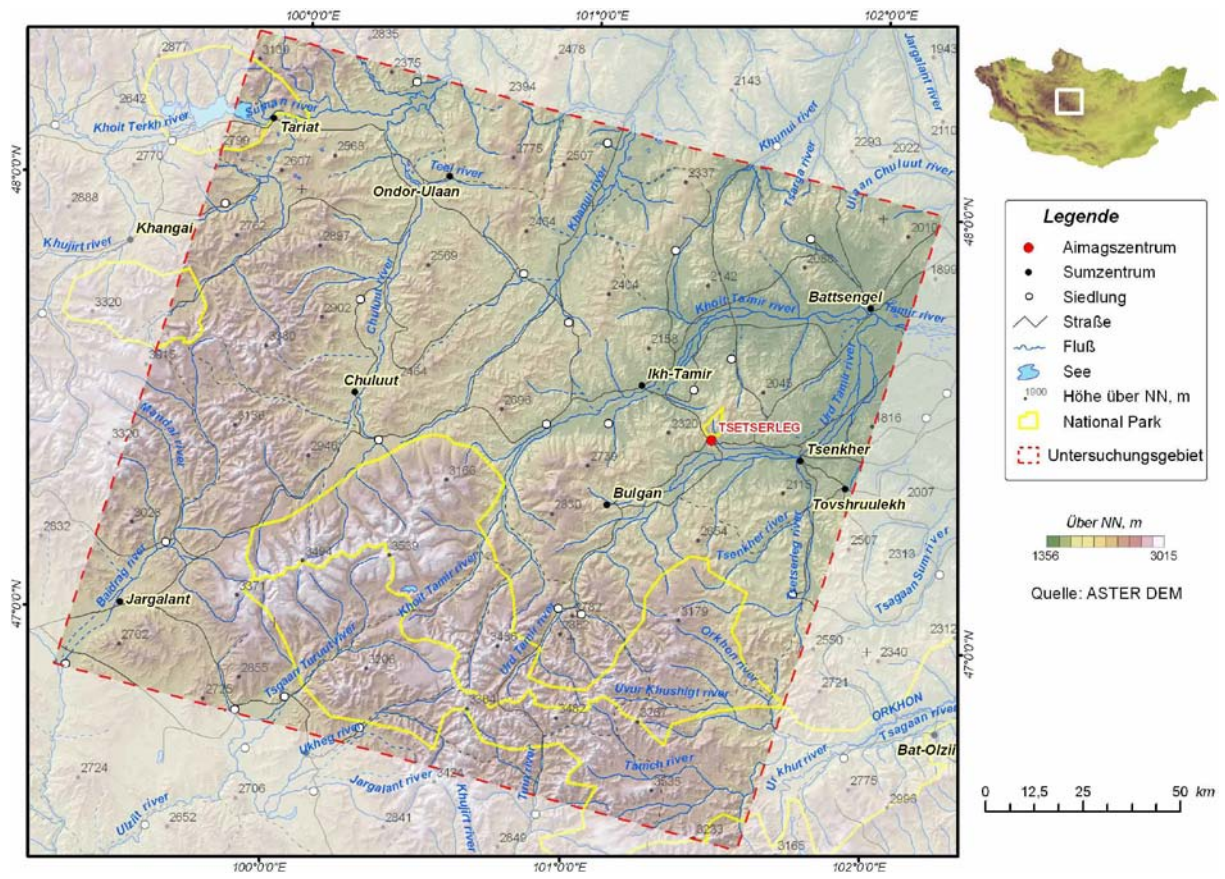


Abbildung 5: Lage des Untersuchungsgebiets

3 FORSCHUNGSMATERIAL

3.1 Datengrundlagen

Um die räumliche Verteilung der Waldbestände zu erfassen und die Veränderungen über die Jahre an Waldflächen zu ermitteln, müssen nicht nur Fernerkundungsdaten, sondern auch alle verfügbaren Informationsquellen berücksichtigt werden.

In der vorliegenden Arbeit wurden die multitemporalen Landsat-Szenen und die weitere Geometrie- und Sachdaten, wie z.B. Forsteinrichtungskarte, DGM (digitales Geländemodell), topographische Kartenblättern sowie terrestrische Aufnahmen für die Ermittlung der Ab- und Zunahme der Waldfläche des Untersuchungsgebietes herangezogen.

3.1.1 Fernerkundungsdaten

3.1.1.1 Landsat MSS und TM Szenen

Mit dem Start des ERST-A „Earth Resources Technology Satellite“ Programmes am 23. Juli 1972 begann die Ära der zivilen Erderkundungssatelliten. Kurz vor dem Start des ERST-B am 22. Januar 1975 wurde das Programm in Landsat umgenannt. Landsat 1-3 hatten neben einer „Return Beam Vidicon (RBV)“ Kamera einen multispektralen Sensor (MSS) an Bord. Landsat 4 und baugleiche Landsat 5 brachten als eine wesentliche Weiterentwicklung des Landsat-Programms neben dem Einsatz des MSS einen neuartigen Thematic Mapper (TM) hervor.

Im Vergleich zu MSS Daten verfügt Landsat TM über eine erhöhte radiometrische Auflösung mit 8 Bit, eine verbesserte geometrische Auflösung mit 30m x 30m und eine erweiterte spektrale Auflösung mit 7 Bänden im visuellen, nahinfraroten und thermalen Bereich. Landsat 6 scheiterte durch einen technischen Defekt. Am 15. April 1999 wurde Landsat 7 mit einem „Enhanced Thematic Mapper Plus (ETM+)“ in den Weltraum gebracht. Der ETM+ besitzt ein zusätzliches panchromatisches Band mit 15 m geometrischer Auflösung und ist damit ein 8 Band Multispektraler Sensor (Tabelle 1).

Orbit: Landsat 1-3: 907-913 km, Landsat 4-7 705 km Orbithöhe Quasipolarer, sonnensynchroner Orbit mit 99.2° Inklination (Landsat 1-3) bzw. 98.2° (Landsat 4-7). Das bedeutet, dass jedes Gebiet immer zur gleichen Uhrzeit überflogen wird. Äquatorüberflug: 9:30 Uhr lokale Zeit (Landsat 1-5) bzw. 10:00 lokale Zeit (Landsat 7), d.h. weitestgehend gleichbleibende Aufnahmebedingungen Ein Umlauf um die Erde dauert ca. 100 Minuten, also 14 Umläufe pro Tag. Der beobachtete Streifen Land hat eine Breite von 185 km, so dass alle 18 (Landsat 1-3) bzw. 16 Tage (Landsat 4-7) das gleiche Gebiet beobachtet wird.

Instrumente:

RBV multispektral (Landsat 1, 2): RBV panchromatisch (Landsat 3):
 Band 1: 0,475-0,575 μm , Blau-Grün Band A: 0,505-0,750 μm
 Band 2: 0,580-0,680 μm , Rot Auflösung: 80 m
 Band 3: 0,690-0,830 μm , Nahes
 Infrarot
 Auflösung: 80 m

Tabelle 1: Spektrale Charakterisierung der Landsat Sensoren MSS, TM und ETM+.
 (RICHARDS und JIA 2006)

	Landsat (1-3)	Landsat (4-5)	Landsat 7
Abtast-System	Multispectral Scanner (MSS)	Thematic Mapper (TM)	Enhanced Thematic Mapper Plus (ETM+)
Betrieb	seit 1972	seit 1982	seit 1999
Pixelgröße	79 x 79 m ²	30 x 30 m ²	30 x 30 m ²
Spektralkanäle	1 (4) 0,50 - 0,60 μm , Grün 2 (5) 0,60 - 0,70 μm , Rot 3 (6) 0,70 - 0,80 μm , nahes Infrarot 4 (7) 0,80 - 1,10 μm , nahes Infrarot	1 0,45 - 0,52 μm , Blau-Grün 2 0,52 - 0,60 μm , Grün 3 0,63 - 0,69 μm , Rot 4 0,76 - 0,90 μm , nahes Infrarot 5 1,55 - 1,75 μm , mittleres Infrarot 7 2,08 - 2,35 μm , mittleres Infrarot	1 0,45 - 0,52 μm , Blau-Grün 2 0,53 - 0,61 μm , Grün 3 0,63 - 0,69 μm , Rot 4 0,78 - 0,90 μm , nahes Infrarot 5 1,55 - 1,75 μm , mittleres Infrarot 7 2,09 - 2,35 μm , mittleres Infrarot
Thermalkanal		6 10,4 - 12,5 μm (120 x 120 m ²)	6 10,4 - 12,5 μm (60 x 60 m ²)
Panchromatischer Kanal			8 0,52 - 0,90 μm (13 x 15 m ²)

Satelliten Start: (NASA 2013)

- 1972: startet der auf Basis eines Nimbus-Wettersatelliten entwickelte ERTS-1, 1975 wird er in Landsat-1 umbenannt. Instrumente: RBV und MSS. Im 1978 geht er außer Betrieb.
- 1975: Landsat-2 startet mit den gleichen Instrumenten. 1983 außer Betrieb.
- 1978: startet Landsat-3. RBV panchromatisch statt multispektral, MSS mit Thermalband, 1983 außer Betrieb.
- 1982: Landsat-4 mit MSS und TM, wegen Problemen vorgezogener Start von Landsat-5, 1987 außer Betrieb.

- 1984: *Landsat-5 mit MSS und TM. Seit ca. 2004 keine Bilder mehr von Afrika und Südamerika. Von 26. Nov. 2005 - Jan. 2006 Probleme mit dem Stellmotor für die Sonnenpaneele. Einsatz beendet. Die Umlaufhöhe soll Anfang 2013 verringert werden.*
- 1993: *Landsat-6 mit ETM, ging beim Start verloren.*
- 1999: *Landsat-7 mit ETM+, seit Ende 2003 mit deutlich verringerter Bildqualität, weil der Scan Line Corrector ausfiel.*
- 2001: *Der experimentelle Nachfolgesensor ALI wird gestartet.*
- 2008: *Planungen für einen Start der Landsat Data Continuity Mission (LDCM) beginnen*
- 2013: *Landsat-8 gestartet.*

Landsat-1 bis 5 und 7 wurden mit Delta-Raketen gestartet. Landsat-6 flog mit einer Titan-23G-Rakete. Die LDCM-Mission wird auf einer Atlas-V-Rakete gestartet werden.

Nachdem 1999 der bisher letzte der insgesamt sieben Landsat-Satelliten in die Erdumlaufbahn gebracht worden war, laufen seit dem Jahr 2008 Planungen für die so genannte Landsat Data Continuity Mission (LDCM). Ziel des LDCM Programms soll die Weiterführung von Datenaufzeichnungen über die Oberfläche des Planeten sein, und es wird die 40-jährige Geschichte der Landsat-Missionen unter einem neuen Namen fortsetzen. Die LDCM ist ein Kooperationsprojekt der NASA und der US Geological Survey (USGS) und befindet sich mittlerweile in einem fortgeschrittenen Planungsstadium. Die Aufnahmen der LDCM werden eine Auflösung von rund 15-100 Metern abdecken und können vor allem für die Beobachtung von Flächennutzungsänderungen (land use change), die Auswertung von Landveränderungen z.B. nach Flutkatastrophen sowie allgemein für die Beobachtung von Wassernutzung weltweit genutzt werden. Durch die Fortführung dieser Aktivitäten ermöglicht es die LDCM, die Bereiche der Geo- und Klimaforschung mit analysefähigen Daten zu versorgen.

Der neue LDCM-Satellit Landsat 8 wurde am 11 Februar 2013 mit einer Atlas-5-Rakete in den Erdborbit auf eine Höhe von rund 705 Kilometern gebracht.

Der Landsat 8 ist mit zwei Arten von Instrumenten ausgerüstet: 1. der so genannte „Operational Land Imager“ sowie 2. ein Sensor für die Erfassung der elektromagnetischen Abstrahlung des Planeten im Infrarot-Bereich.

Der „Operational Land Imager“ arbeitet in zwei Spektralbereichen: Während der eine sich besonders gut für das Aufspüren von Cirrus-Wolken eignet, soll der andere vor allem dem Beobachten von Küstenregionen dienen. Die Infrarotkamera TIRS (Thermal Infrared Sensor) des Satelliten arbeitet auf zwei weiteren Spektralbereichen im langwelligen Infrarot-Bereich, welcher vorher von den Landsat-Satelliten 4-7 abgedeckt worden war. Als weitere

Verbesserung im Vergleich zu seinen Vorgängern wird der Landsat 8 400 Aufnahmen pro Tag an die Bodenstation senden und damit die Erfassungsleistung der alten Landsat-Satelliten um bis zu 150 Aufnahmen pro Tag übertreffen. Hierdurch erhöht sich nicht zuletzt die Chance wolkenfreie Aufnahmen der Erdoberfläche zu erhalten (NASA 2013).

Für die Anwendung von mittelauflösenden Landsat-Daten wird ein Maßstab von 1:50.000 bis 1:100.000 angegeben (COOPS 2007). Des Weiteren sind die zu anderen Satellitensystemen vergleichbar geringen Beschaffungskosten zu erwähnen. Viele Landsat Bilder sind sogar mittlerweile kostenlos der Öffentlichkeit zugänglich und können von verschiedenen Internet-Server heruntergeladen werden.

Nach Erfahrungen in der Verwendung von Landsat-Szenen sind diese Satellitenbilddaten aufgrund ihrer spektralen Information zur Erfassung von Waldschäden, thematische- und Biotopkartierung oder zur Erkennung von Veränderungen gut geeignet. (TREVINO 1992)

Primäre Quelle der FE-Daten für die vorliegende Untersuchung sind die Systeme der Landsat-Serie und abdecken die entsprechenden Landsat Aufnahmen das gesamte Untersuchungsgebiet, sowie enthalten keine oder maximal bis zu 10% Wolkenbedeckung.

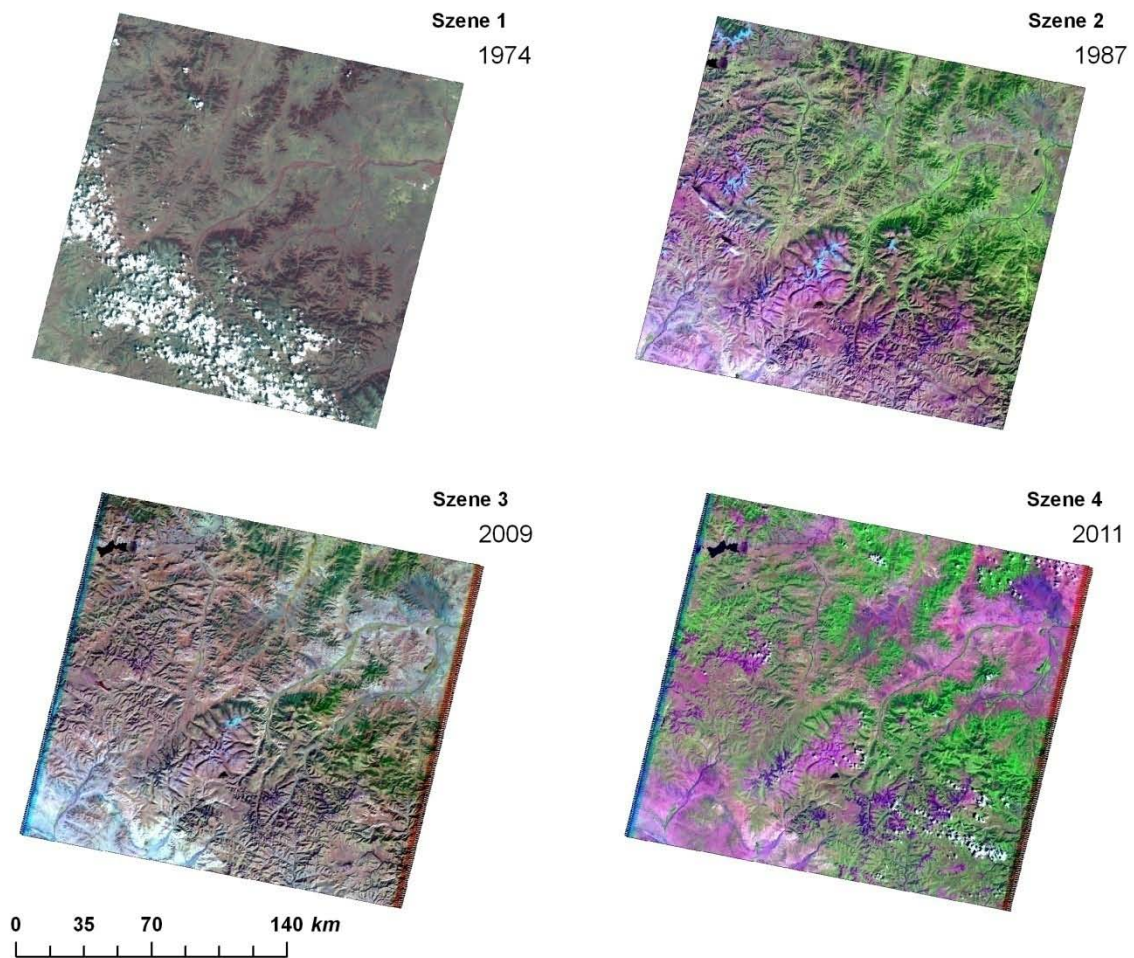
Für die Ermittlung der zeitlichen Veränderungen an Waldflächen wurden Aufnahmen aus verschiedenen Jahren mit annähernd gleicher Sonnenhöhe und Sonnenazimut beim Aufnahmezeitpunkt benötigt.

Weiterhin war darauf zu achten, dass die Datenaufnahme im Zeitraum von Juni bis September lag, um eine genauere Unterscheidung von Wald- und Nichtwaldflächen zu gewährleisten, weil in diesem Zeitfenster der Wald im Untersuchungsgebiet bereits bestockt ist.

Für die vorliegende Untersuchung wurden Landsat MSS-Aufnahme von Juni 1974 (Szene 1), die Landsat- TM Aufnahmen von September 1987 und 2009 (Szene 2 und 3), sowie Juli 2011 (Szene 4) vom Earth Explorer der Agentur USGS (US Geological Survey) zur Verfügung gestellt.

Die jeweiligen Datenparameter der einzelnen Szenen sind in Tabelle 2 aufgeführt. Die unbearbeiteten geordneten Satellitenbildszenen 1 bis 4 wurden in der Abbildung 6 dargestellt.

Da der Start von Landsat 8 am 11. Februar 2013 erfolgte und die Bilderanalysen dieser Arbeit im 2012 schon abgeschlossen wurden, wurde keine Aufnahme von Landsat 8 in der vorliegenden Forschung verwandt.



Legende	
■	Untersuchungsgebiet
Szene 1 (Landsat MSS)	
Projektion:	UTM 47 Nord
Datum:	WGS 84
Darstellung:	Band 3-2-1
Szene 2-4 (Landsat TM)	
Projektion:	UTM 47 Nord
Datum:	WGS 84
Darstellung:	Band 5-4-3

Abbildung 6: Übersicht der verwendeten unbearbeiteten Szenen von Landsat

Tabelle 2: Wesentliche Datenparameter der benutzten Landsat-Szenen. Quelle: Metadateien der jeweiligen Szenen, <http://earthexplorer.usgs.gov/>

	Szene 1	Szene 2	Szene 3	Szene 4
Satellit	Landsat 1	Landsat 5	Landsat 5	Landsat 5
Sensor	MSS	TM	TM	TM
Bezugs-Quelle	USGS	USGS	USGS	USGS
Datenformat	GeoTIFF	GeoTIFF	GeoTIFF	GeoTIFF
Aufnahmedatum	01.06.1974	14.09.1987	26.09.2009	14.07.2011
Uhrzeit	02:31:00	03:32:31	03:55:35	03:54:50
WRS	WRS-1	WRS-2	WRS-2	WRS-2
Path	145	135	135	135
ROW	27	27	27	27
LAT	47°30'33.48"	47°26'20.26"	47°26'35.23"	47°26'50.71"
LONG	101°04'29.75"	100°42'50.08"	100°39'22.18"	100°37'50.27"
Referenzdatum	WGS 84	WGS 84	WGS 84	WGS 84
Kartenprojektion	UTM	UTM	UTM	UTM
Zonennummer	47 N	47 N	47 N	47 N
Resampling	CC	CC	CC	CC
Azimut	133.84 ⁰	145.66 ⁰	156.27 ⁰	137.63 ⁰
Einfallswinkel	57.86 ⁰	41.15 ⁰	38.72 ⁰	58.73 ⁰
Zellgröße REF	60 x 60 m ²	30 x 30 m ²	30 x 30 m ²	30 x 30 m ²
Aufnahmebereit	185 km	185 km	185 km	185 km
USGS Korrektur-Level	L1G	L1T	L1T	L1T

Neben den obengenannten Szenen standen die weitere Landsat TM Winterdatensatz von Januar 1989 und Februar 2003 des USGS zur Verfügung, um die Zirbelkieferbestände innerhalb des Untersuchungsgebietes zu erfassen.

3.1.1.3 Aster GDEM

ASTER (Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer) ist eines der fünf wissenschaftlichen Instrumente an Bord des am 18. Dezember 1999 von der NASA gestarteten Erdbeobachtungssatelliten Terra. Das in Japan gebaute Instrument zeichnet seit dem Februar 2000 Daten auf. Es umrundet in einem nahpolaren Orbit die Erde in einer Höhe von 705 km.

ASTER nimmt hochauflösende Bilder in 14 Kanälen des elektromagnetischen Spektrums vom sichtbaren Licht bis ins thermische Infrarot auf, die Auflösung beträgt etwa 15 bis 90 Meter pro Bildpunkt. Daraus können Seehöhe, Oberflächentemperatur, Reflektivität und Emissivität des betrachteten Landteils abgeleitet werden. Kanal 3, der im nahinfraroten Spektralbereich aufnimmt, ist doppelt vorhanden. Der erste Kanal 3N (Nadir) bildet wie die übrigen auch die Erdoberfläche senkrecht unter der Plattform ab. Der zweite Kanal 3B nimmt dieselbe Fläche etwas später um $27,6^\circ$ rückwärts gedreht auf.

Auf diese Weise entsteht ein Stereobild, das man zur Berechnung eines digitalen Höhenmodells heranziehen kann. Aus den Stereoaufnahmen des ASTER wurden für den Bereich von 83° südlicher bis 83° nördlicher Breite Höhenmodelle durch automatische Bildzuordnung erstellt und ebenfalls kostenlos zur Verfügung gestellt.

Die räumliche Auflösung der Aster GDEM (Global Digital Elevation Model)-Daten beträgt eine Bogensekunde (ca. 30 m) und die vertikale Genauigkeit liegt bei ca. 20 m (JACOBSEN 2010).

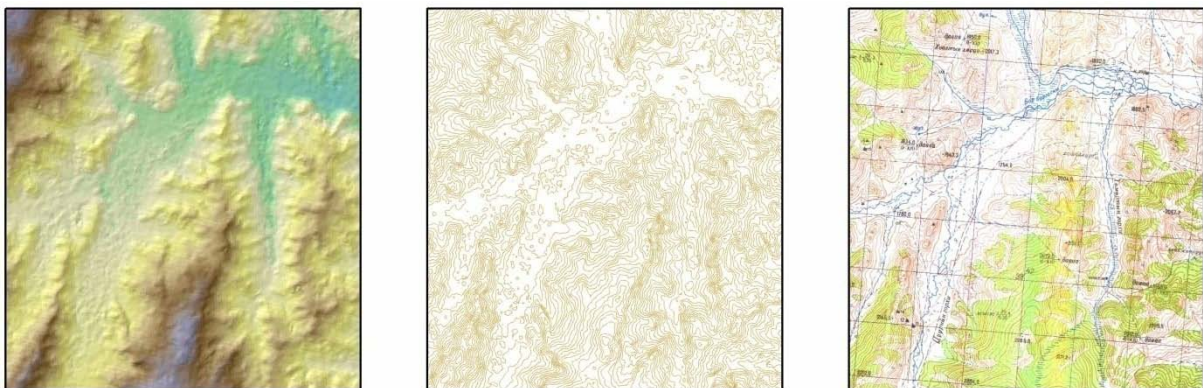


Abbildung 7: Vergleich von Aster GDEM Höhendaten mit Isolinien und Höhenfestpunkten aus einer topographischen Karte im Maßstab 1: 100.000.

Links: Ausschnitt aus einer Aster GDEM Kachel, Mitte: Ableitung von Isolinien mit einer Äquidistanz von 20 Metern und Rechts: Vergleich mit der topographischen Karte und den enthaltenen Höhenfestpunkten.

Mit der Höhendaten der Aster GDEM-Daten erfolgten die Berechnung des Reliefs, der Hangneigung und der Exposition des Untersuchungsgebiets. Somit besteht mit den Aster GDEM Daten eine qualitative und vor allem kostengünstige Alternative für die Durchführung von Reliefanalysen.

Höhendaten von Aster GDEM werden zur Untersuchung von Reliefeinflüssen auf die Waldflächenverteilung verwendet.

3.1.2 Topographische Kartenblätter

Die topographischen Basisinformationen für die vorliegende Arbeit wurden insgesamt aus 28 topographischen Kartenblättern im Maßstab von 1:100.000, 1:500.000 und 1:1000.000 entnommen, die für Untersuchungsgebiet flächendeckend vorlagen. Sie enthalten Angaben über das Wegenetz, Flüsse, Provinzgrenzen, Waldfläche, Ortsname und Konturlinien im Abstand von 20m. Die Karten liegen in Transverse Mercator-Koordinaten (Gauß-Krüger) vor und haben als Bezugssystem den Ellipsoiden von Krassowsky.

Laut Kartenlegende wurden die Kartenblätter um 1940er-Jahre hergestellt und wurden in den 1960er und 1970er-Jahren aktualisiert (WYSS 2007).

3.1.3 Forsteinrichtungskarte

Unikate auf Basis von semikontrollierten Luftbildmosaiken aus den Jahren 1966 bis 1982 und wurden im Rahmen einer sowjetisch-mongolischen Kooperation im Forstsektor erstellt. Eine Aktualisierung der thematischen Inhalte soll nach dem Forstgesetz von 2012 alle 10 Jahre durch terrestrische Geländebegehungen und Stichprobenanalysen des FMPC „Forest Management Project Center“ vorgenommen werden (MEISSNER et al. 2004).

Tatsächlich weisen die Forsteinrichtungskarten, abhängig vom Bearbeiter und vom Bearbeitungsstand, unterschiedliche Qualität auf. Die Ergebnisse der Luftbildinterpretation wurden nicht immer im Gelände verifiziert (PAREWICZ et al. 1972). Die letzte Überarbeitung der Forsteinrichtungskarte des Untersuchungsgebietes lag aus dem Jahr 2008 vor.

In der vorliegenden Untersuchung standen insgesamt die im Jahr 2008 erstellten 3 Kartenblättern der Forsteinrichtung von FMPC zur Verfügung. Diese sind die einzigen Informationsebenen zu den Bestandesparametern für das Untersuchungsgebiet.

Die Forsteinrichtung (Forsttaxation oder -abschätzung) erfolgt durch Waldinventur. Daraus resultieren die Forsteinrichtungskarte im Maßstab 1:50.000 und das Tabellenwerk für Waldbestände.

Die erstellten Forsteinrichtungskarten beinhalten Hauptabteilungsgrenzen, die sich an natürlichen physischen Gegebenheiten wie z.B. Tälern, Gebirgskämmen sowie an topographischen Inhalten wie dem bestehenden Wege- und Flussnetz orientieren und eine Flächengröße von 800 bis 1000 Hektar aufweisen. Darüber hinaus werden Informationen zur dominierenden Baumart und der jeweiligen Altersklasse in Form von Unterabteilungen dargestellt.

3.1.4 Terrestrische Aufnahme

Nachteilig bei den mittelauflösenden Landsat Daten ist die Tatsache, dass veränderte Flächen durch Waldbrand, Insektenbefall oder Verjüngung erst ab einer Größe von ca. 1 ha erkannt werden können. Eine differenzierte Interpretation von Veränderungen an Kronenstruktur und Astsystemen (Kronenzustandsansprache) sind nur mit Einschränkungen möglich (ALBERZ 2001). Ziel muss es daher sein, die Fernerkundungsdaten auf möglichst effiziente Weise mit terrestrischen Erhebungen zu kombinieren.

Während der Geländeaufenthalte in den Monate August 2010, Juni 2011 und Juli 2012 wurden die notwendigen Referenzdaten für die Auswertung der multitemporalen Satellitendaten gewonnen und die Überprüfung sowie Modifizierung der vorliegenden digitalen Ergebnissen in Teilbereichen erfolgt.

3.2 Datenerhebung und Aufbereitung

3.2.1 Aufbereitung der Satellitenbilddaten

Bevor man die Bilder von Aufnahmesystemen der Fernerkundung betrachten und auswerten kann, müssen sie zunächst aufbereitet werden. Dies liegt daran, dass die beim Satellitensensor ankommende Strahlung zahlreichen Einflüssen unterliegt, die zu einer radiometrischen und geometrischen Verzerrung führen. Um diese Verzerrungen auszugleichen, müssen deshalb radiometrische und geometrische Korrekturen vorgenommen werden. Für eine leichtere visuelle Analyse kann man zusätzlich den Kontrast und die Schärfe eines Bildes verändern. Die Bearbeitung der Bilddaten vor der eigentlichen Analyse nennt man Preprocessing. Die radiometrischen Korrekturen versuchen Störungen, hervorgerufen durch atmosphärische Einflüsse, Sensordefekte oder fehlerhaften Datenübertragung, zu beseitigen. Geometrische Korrekturen umfassen meist Verfahren zur Richtigstellung von Lage- und Maßstabsfehlern der Satellitenszenen und Verfahren zur Anpassung von Daten an Referenzsysteme (ALBERZ 2001).

In der Regel sind Satellitenszenen des Landsat-Systems bereits vom Datenlieferant korrigiert, so dass System bedingte Fehler, etwa durch die Sensorflugbahn verursacht, weitgehend kompensiert sind (OEHMICHEN 2006).

Die Satellitenszenen 2-4 konnten vom USGS im Processing Format L1-T und das Satellitenszene 1 im Format L1-G bezogen werden (siehe Tabelle 1). Beide Korrekturformate beinhalten bereits teils radiometrische und geometrische Korrekturen, allerdings L1-T

zusätzlich noch eine Orthorektifizierung des Bildes. Außerdem wurden sämtlichen eben erwähnten Vorarbeiten die Integration der Bänder vorgeschaltet sowie eine Minimierung der Bildgröße auf einen Satellitenbildausschnitt, der nur das komplette Untersuchungsgebiet beinhaltet.

Die einzelnen Bänder der die zur Verfügung stehende 4 Landsat-Szenen lagen jeweils im GeoTIFF-Format vor und mussten zur weiteren Bearbeitung mittels der Layer-Stacking-Funktion und dem Nearest Neighbor-Verfahren zu je einer Datei zusammengeführt werden. Dieses Verfahren wird eingesetzt, wenn die radiometrische Information wegen einer später erfolgenden Klassifizierung der Daten nicht verändert werden soll. Der dabei entstehende minimale Verlust an Bildqualität kann in Kauf genommen werden (ALBERZ 2001).

Zusätzlich mussten auch die Pixelgrößen der Szene 1 auf einheitliche Pixelgröße von 30x30m umgewandelt werden, um eine einheitliche Pixelgröße aller Szenen für die spätere Bearbeitung zu gewährleisten. Anschließend wurde die Satellitenbilddaten aller 4 Szenen auf einen Ausschnitt reduziert, der nur das Untersuchungsgebiet beinhaltet. Damit wird unter anderem die Berechnungszeit des Computers für spätere Arbeitsschritte minimiert.

3.2.2 Aufbereitung der topographischen Kartenblätter

Die Quelle der topographischen Informationen des Forschungsgebiets ist die gescannten topographischen Kartenblätter im Maßstab von 1:100.000, 1:500.000 und 1:1000.000. Da die topographischen Kartenblätter in einer *Transverse- Merkator* Projektion (Gauß-Krüger) vorliegen und auf den *Krassovsky*-Elipsoiden beruhen, mussten die Kartenblättern georeferenziert und mit dem entsprechenden Projektionsparametern versehen werden.

Die Passpunkte zur Georeferenzierung wurden aus der Schnittpunkte des Koordinatengitters (Gitterkreuz) der Kartenblätter gewonnen.

Da die georeferenzierten Kartenblätter in einer *Transverse- Merkator* Projektion (Gauß-Krüger) vorliegen und auf den *Krassovsky*-Elipsoiden beruhen, wurden diese in UTM 47N, WGS84 umprojiziert.

3.2.3 Aufbereitung der Forsteinrichtungskarten

Um die analoge Forsteinrichtungskarten auszuwerten, wurden diese zunächst durch Scannen digitalisiert. Da die Forsteinrichtungskarten, wie topographische Kartenblätter, in einer *Transverse- Merkator* Projektion (Gauß-Krüger) vorliegen und auf den *Krassovsky*-Elipsoiden beruhen, wurden diese auf topographischen Karten georeferenziert und mit dem entsprechenden Projektionsparametern versehen werden. Die Passpunkte zur

Georeferenzierung der Forsteinrichtungskarten wurden aus den topographischen Kartenblättern gewonnen.

Da die georeferenzierten Forsteinrichtungskarten in einer *Transverse-Merkator* Projektion (Gauß-Krüger) vorliegen und auf den *Krassovsky*-Elipsoiden beruhen, wurden diese in UTM 47N, WGS84 umprojiziert.

4 METHODEN

4.1 Erfassung der Veränderungen der Waldbestände

Die Erfassung der Veränderung (*Change detection*) ist der Prozeß der Identifizierung der Zustandsdifferenzen eines Objektes bzw. Phänomens in unterschiedlichen Zeitpunkten (SINGH, 1989). Die grundlegende Idee des Veränderungsnachweises ist die Annahme, daß sich Änderungen in der Landbedeckung in Änderungen der Merkmale eines Fernerkundungsdatensatzes widerspiegeln. Diese müssen größer sein als die Änderungen, die durch andere Faktoren, wie z.B. atmosphärische Bedingungen, Bodenfeuchtigkeit und Sonneneinstrahlungswinkel verursacht werden. Außerdem haben folgende Faktoren nachteilige Auswirkungen bei einem Veränderungsnachweis, weshalb deren Wirkungen möglichst weitgehend ausgeschlossen werden sollen: die Kalibrierung des Sensors (im Falle der Verwendung verschiedener Aufnahmesysteme), die geometrische Korrektur oder der phänologische Zustand der Vegetation (HYONKOOK 2002).

Die Ergebnisse eines Veränderungsnachweises und damit verbundene Verfahrensmethoden wurden u.a. für Zwecke der forstlichen Behandlung (COPPIN und BAUER 1996, PILON et al. 1988, REDER 2005, BIRGER 2002, COENRADIE 2003, HILKER et al. 2009, KENNEDY 2009), zur Überwachung und Erfassung des Waldzustandes (AKÇA und PAHL 1996, COLLINS und WOODCOCK 1996, GREEN et al. 1994, KUSSEROW 1990, PALMER und FORTESCUE 2003, SALAS und BRUNNER 1998), und zur Überwachung, Kartierung und Modellierung von Waldschäden (MUCHONEY und HAACK 1994, GARCÍA-HARO et al. 2001, LEBLON et al. 2001, HAYES und SADER 1999) herangezogen.

Nicht zuletzt bietet die Veränderungsanalyse mithilfe der Fernerkundung ein Werkzeug zur Aktualisierung von Kartenwerken und Geographischen Informationssystemen (BUSCH 1998, OLSEN et al. 2002).

Grundsätzlich kann man nach SINGH (1989) zwei unterschiedliche Ansätze unterscheiden: Zum einen solche, die auf der Analyse vorher getrennt prozessierter und klassifizierter Daten beruhen (Post Klassifikation Verfahren) und zum anderen die simultane Analyse multitemporaler Datensätze.

Bei Post Klassifikation Verfahren werden die einzelnen multitemporalen Datensätze getrennt voneinander klassifiziert. Hierauf folgt die Verschneidung der Klassifikationsergebnisse mittels GIS. Dabei sind sehr genaue Ausgangsklassifikationen Voraussetzung, da sich die Fehler, die in den einzelnen Klassifikationen auftreten, bei der Kombination multiplizieren.

Die Klassifikation der Einzelbilder kann gänzlich ohne Zuhilfenahme der Vergleichsaufnahmen erfolgen, dann beschränkt sich die Veränderungsanalyse genau genommen nur noch auf eine GIS-Verschneidung. Der Vorteil dieser Methode ist die eindeutige Bestimmung der Veränderungen, aber die Post Klassifikation kann nur so genau sein, wie die vorherigen Klassifikationen.

Ein anderer Vorteil der Post Klassifikation ist die nicht unbedingt erforderliche radiometrische Korrektur bzw. Normalisierung. Bei der Klassifikation der einzelnen Daten hat die atmosphärische Korrektur nur einen geringen Einfluss auf die Ergebnisse der Klassifikation (SONG et al. 2001).

Transformationsansätze verfolgen eine andere Herangehensweise. Hierbei werden die untersuchten Datensätze im Rahmen der Analyse linearen Transformationen unterzogen, um dann die gesuchten Veränderungen herauszufiltern (TOMOWSKI 2011).

Bei simultaner Analyse multitemporaler Datensätze werden die multitemporalen Bilddatensätze mittels beinhaltender mathematischen und statistischen Verknüpfung verglichen.

Nach THEAU (2008) ist die Hauptkomponenten Transformation am häufigsten gebräuchlichen Methode. In der vorliegenden Arbeit wurde simultane Analyse bzw. Hauptkomponenten Transformation- HKT bei den multitemporalen Landsat-Szenen verwendet, um die zeitlichen Veränderungen der Waldflächen im Untersuchungsgebiet nachvollziehen zu können.

Um eine bessere Abgrenzung von Einzelbaumarten zu ermöglichen, wurden neben Sommerszenen auch Winterszenen von Landsat TM für die visuelle und digitale Auswertung herangezogen.

Die Untersuchung zur Erfassung der räumlichen Verteilung und deren zeitlichen Veränderungen von Zirbelkiefernbeständen (*Pinus sibirica*) wurden die Winterszenen von Landsat TM verwendet, da in den Winterszenen sich die ganzjährig benadelten Zirbelkiefernbestände von den im Winter nadellosen übrigen Bestände, wie z.B. Lärche (*Larix sibirica*) und Birke (*Populus Platyphilla*), innerhalb des Untersuchungsgebiet gut trennen lassen. Somit werden die Referenzflächen für weitergehende Klassifikationen festgelegt.

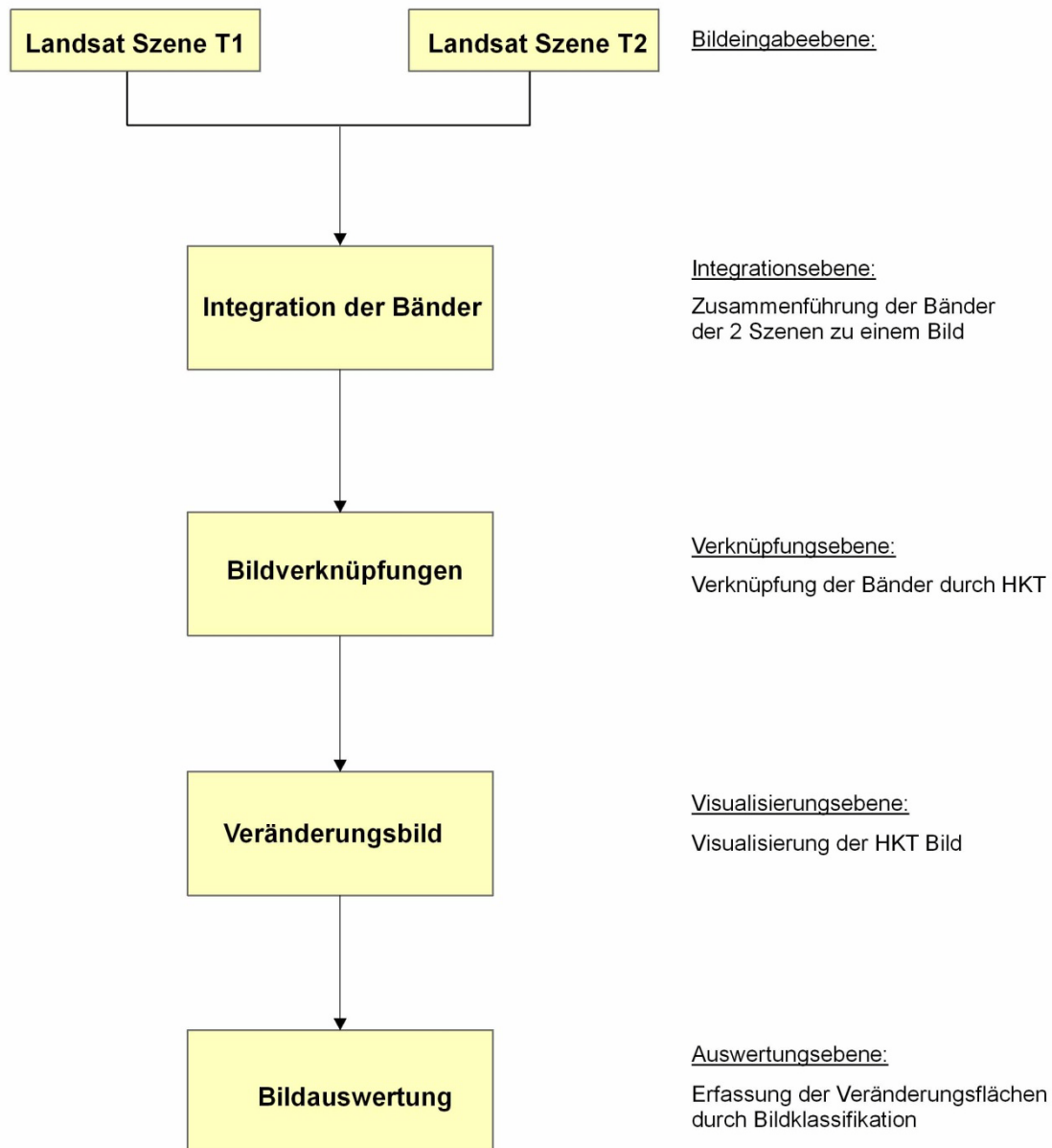


Abbildung 8: Arbeitsablauf zur Erfassung von Veränderungen an Waldflächen des Untersuchungsgebiets mittels HKT

4.1.1 Die mathematische Ableitung der Hauptkomponenten Transformation (HKT)

Die Hauptkomponenten- oder auch Kahunen-Loeve-Transformation/-analyse (engl.: principal component analysis = PCA) ist ein aufwendiges Verfahren, welches besonders dann Anwendung findet, wenn die originären Grauwerte eines Multispektralbildes innerhalb der Spektralkanäle sehr stark korrelieren.

Die Transformation erlaubt die Berechnung neuer, synthetischer Datensätze, welche nur die unkorrelierten Spektralunterschiede beinhalten (DONKER 1976). Wichtig sind hier die

Verstärkung und Darstellung der voneinander unabhängigen Spektralinformationen in Datensätzen höherer, n-dimensionale Ordnung.

In der vorliegenden Arbeit wurden die multitemporalen Landsat-Szenen mittels HKT miteinander verknüpft und anschließend die Veränderungsflächen mittels überwachter Bildklassifikation ermittelt (Abb. 8).

Im nachfolgenden Abschnitt wird das grundlegende Prinzip der Hauptkomponententransformation dargestellt, da dieses Verfahren im weiteren Verlauf der Arbeit zur Verwendung kommen wird (Abb. 9).

Die Transformation der voneinander abhängigen Grauwerte $DN(k)$ in neue, unabhängige Grauwerte $DN'(k)$ erfolgt über die Definition eines zweidimensionalen Merkmalsraumes (bei einer vollständigen Transformation besitzt der Merkmalsraum soviele Dimensionen wie Kanäle, d.h. bei TM also 6 Dimensionen, entsprechend der 6 reflektiven Bänder).

Die Grauwertverteilung zeigt allgemein eine elliptische Form und belegt so den hohen Korrelationsgrad der Daten (Abb. 9a). Nun versetzt (translatiert) die HKT den Ursprung des Achsensystems an den Punkt, an dem die Mittelwerte m_x und m_y der beiden Datensätze gemeinsam definiert sind (Abb. 9b). Anschließend werden die Achsen um einen Winkel μ gedreht, so daß eine Achse entlang der größten Varianz der Daten ausgerichtet ist (Abb. 9c). Selbige Achse bildet vektoriell die erste Hauptkomponente (HK-1) und repräsentiert die größten unkorrelierten Spektralunterschiede; die senkrecht zu ihr stehende Achse wird als zweite HK bezeichnet und repräsentiert einen ebenfalls einen Vektor (Transformation des Zahlenraumes).

Hervorgerufen wird diese Drehung der Achsen durch eine Transformationsmatrix, welche lediglich auf die Eigenwerte der Vektoren und die Varianz-/Kovarianzmatrix der beteiligten Datensätze zurückgreift.

Bei mehr als zwei Dimensionen resultieren natürlich n-dimensionale Ellipsoide mit entsprechender Anzahl von Raumachsen. Die Größe der Hauptkomponenten wird als skalarer Wert (Vektor) abgebildet. Um die skalaren Größen dann wieder in Form von Grauwerten darstellen zu können erfolgt eine Retransformation in den ursprünglichen Raum ganzer Zahlen (PRINZ 1995).

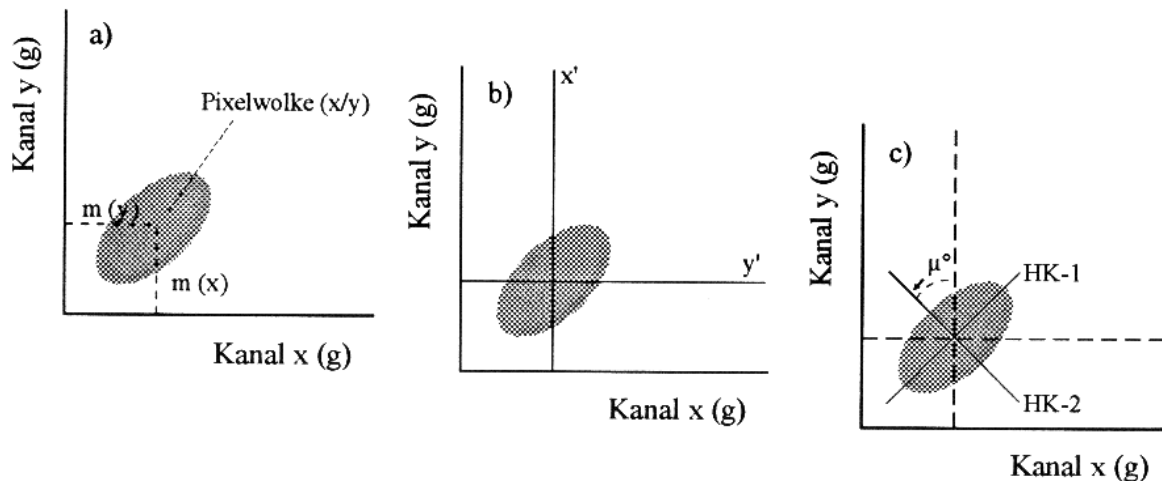


Abbildung 9: Darstellung einer zweidimensionalen HKT

Aus den neu errechneten HK's werden nun diejenigen ausgewählt, welche die größten Streuung bzw. größten Eigenwerte (eigenvalues) besitzen.

Auf diese Weise wird die redundante Information durch eine Linearoperation auf eine geringere Anzahl von Kanälen komprimiert.

Nach dieser einführenden Darstellung am zweidimensionalen Fall soll nun ein N-kanaliges Bild $S = (s(x, y, n)), n = 0, 1, \dots, N - 1$ vorausgesetzt werden. Die Ableitung der Hauptkomponententransformation wird jetzt anhand statistischer Methoden durchgeführt (HABERÄCKER 1989, NIELSEN et al. 1998).

Die Bildpunkte

$$\vec{s}(x, y) = (g_0, g_1, \dots, g_{N-1})^T$$

von S werden als Realisierung einer N-dimensionalen Zufallsvariablen

$$\vec{X} = (X_0, X_1, \dots, X_{N-1})^T$$

aufgefaßt. Zur Herleitung wird ohne Beschränkung der Allgemeinheit angenommen, daß der Erwartungswert $E(\vec{X}) = 0$ ist \vec{X} die Kovarianzmatrix \mathbf{C} besitzt. Die Verteilung der Zufallsvariablen \vec{X} ist im folgenden nicht wesentlich.

Die Hauptkomponenten sind Linearkombinationen der Zufallsvariablen X_0, X_1, \dots, X_{N-1} , wobei an die Streuung spezielle Anforderungen gestellt werden.

Die Hauptkomponente ist diejenige Linearkombination $\vec{a}^T \vec{X}$ mit

$$\vec{a} = (a_0, a_1, \dots, a_{N-1})^T \text{ und } \vec{a}^T \vec{a} = 1 \text{ (normiert),}$$

deren Streuung maximal ist. Für die Streuung von $\vec{a}^T \vec{X}$ ergibt sich:

$$E(\vec{a}^T \vec{X})^2 = E(\vec{a}^T \vec{X} \vec{a}^T \vec{X}) = E(\vec{a}^T \vec{X} \vec{X}^T \vec{a}) = \vec{a}^T \cdot E(\vec{X} \vec{X}^T) \cdot \vec{a} = \vec{a}^T \mathbf{C} \vec{a}$$

Die Nebenbedingung $\vec{a}^T \vec{a} = 1$ wird durch einen Ansatz mit einem Lagrange'schen Multiplikator berücksichtigt:

$$\Phi = \vec{a}^T \mathbf{C} \vec{a} - \lambda(\vec{a}^T \vec{a} - 1).$$

Die Streuung von Φ ist maximal, falls die Ableitung

$$\frac{d\Phi}{d\vec{a}^T} = 2\mathbf{C}\vec{a} - 2\lambda\vec{a} = 0 \text{ oder } (\mathbf{C} - \lambda\mathbf{I})\vec{a} = \vec{0}.$$

λ ist also Eigenwert der Kovarianzmatrix \mathbf{C} . Das charakteristische Polynom

$$\det[(\mathbf{C} - \lambda\mathbf{I})] = 0$$

ergibt N Eigenwerte $\lambda_0 \geq \lambda_1 \geq \dots \geq \lambda_{N-1}$. Die Streuung von $\vec{a}^T \vec{X}$ kann mit diesen Voraussetzungen durch die Eigenwerte λ_i ausgedrückt werden. Dazu wird ? von links mit \vec{a}^T multipliziert.

$$\vec{a}^T (\mathbf{C} - \lambda\mathbf{I})\vec{a} = 0$$

$$\vec{a}^T \mathbf{C} \vec{a} - \lambda \vec{a}^T \vec{a} = 0$$

$$E[(\vec{a}^T \vec{X})^2] = \vec{a}^T \mathbf{C} \vec{a} = \lambda$$

Die Streuung von $\vec{a}^T \vec{X}$ ist also maximal, wenn λ den Wert des größten Eigenwertes λ_0 annimmt und der Koeffizientenvektor \vec{a} der zu λ_0 gehörige Eigenvektor \vec{a}_0 ist. Die erste Hauptkomponente ist dann die Linearkombination $\vec{a}_0^T \vec{X}$ mit der Streuung λ_0 .

Die Bestimmung der zweiten Hauptkomponente ergibt sich aus der Forderung, daß $\vec{a}^T \vec{X}$ maximale Streuung unter all jenen Linearkombinationen besitzt, die mit $\vec{a}^T \vec{X}$ unkorreliert sind. Die weitere Berechnung erfolgt sinngemäß zu oben.

Es zeigt sich letztlich, daß die N Hauptkomponenten der Zufallsvariablen \vec{X} die Linearkombinationen

$$\vec{a}_0^T \vec{X}, \vec{a}_1^T \vec{X}, \dots, \vec{a}_{N-1}^T \vec{X}$$

Sind, wobei \vec{a}_i der zum Eigenwert λ_i ($\lambda_0 \geq \lambda_1 \geq \dots \geq \lambda_{N-1}$) gehörige Eigenvektor der Kovarianzmatrix \mathbf{C} ist. Die Streuung von $\vec{a}_i^T \vec{X}$ ist λ_i .

Die praktische Berechnung wird nun wie folgt durchgeführt (HABERÄCKER, 1989):

- Berechnung der Kovarianzmatrix \mathbf{C} des Bildes S ,
 - Berechnung der Eigenwerte und Eigenvektor von \mathbf{C} ,
 - Ordnen der Eigenwerte, so daß gilt: $\lambda_0 \geq \lambda_1 \geq \dots \geq \lambda_{N-1}$; die Matrix \mathbf{V} der Eigenvektoren wird sinngemäß umgeordnet,
 - Für alle Bildpunkte $\vec{s}(x, y) = (g_0, g_1, \dots, g_{N-1})^T$ von S wird die neue Grauwertkombination $s'(x, y)$ berechnet gemäß: $\vec{s}'(x, y) = \mathbf{V} \vec{s}(x, y)$.
 $s'(x, y)$ ist ein Bildpunkt des hauptkomponententransformierten Bildes S' .
- (HABERÄCKER 1989, NIELSEN et al. 1998)

4.1.2 Veränderungsanalyse mit Hilfe der HKT

Dieses Verfahren geht davon aus, dass die 2 Szenen, die durch den Sensor zu zwei unterschiedlichen Zeitpunkten aufgenommen wurden, untereinander stark korreliert sind, da es sich um das gleiche Gebiet handelt und viele Merkmale wahrscheinlich unverändert sind (DANIELS 2010).

Bei diesem Verfahren wird zunächst ein Layerstack aus den beiden Szenen erzeugt. Dieser wird dann durch HKT transformiert. Die HKT überträgt den Layerstack in einen anderen Merkmalsraum und dadurch sollen störende Einflüsse reduziert und die Unterschiede zwischen den Szenen deutlicher werden. Die Komponentenbilder (HK) mit geringer Korrelation werden dann auf Veränderungsinformationen überprüft (LU et al. 2004).

Die Grauwertpixel, die sich nicht verändert haben, weisen dabei eine starke Korrelation mit der ersten Hauptkomponente auf, die „Change Pixel“ jedoch nicht, da nach der ersten untersuchten Komponente die unveränderten Informationen, alle weiteren später für die Analyse genutzten Komponenten die veränderten Informationen beinhalten.

Da der Schwerpunkt dieses Kapitels auf Veränderungsanalysen liegt, sei an dieser Stelle auf weitere vertiefende Ausführungen zur PCA bei Bahrenberg et al. (1992), Jackson (1991) oder Schowengerdt (2007) verwiesen.

Verknüpfung der multitemporalen Bänder – das Veränderungsbild: Die Bänder der 2 Szenen, die in den einzelnen Spektralkanälen eines Multispektralsensors gewonnen werden, lagen jeweils in Geo-TIFF vor und wurden als Schwarzweißbilder wiedergegeben. Alle Bänder der 2 Szenen sollen zur weiteren Bearbeitung mittels der Layer-Stack-Funktion und dem Nearest Neighbor-Verfahren (Erdas Imagine 9.2) zu je einer Datei(Layerstack) zusammengeführt werden. Dieses Verfahren wird eingesetzt, wenn die radiometrische Information wegen einer später erfolgenden HKT und digitalen Klassifizierung nicht verändert werden soll. Auf diesem Layerstack wird dann HKT angewandt und erzeugt dadurch eine Veränderungsbild. Die Bänder des Veränderungsbildes sind Komponentebilder, die als Schwarzweißbilder vorliegen und jeweils die unveränderten- sowie veränderten Pixel zwischen diesen Szenen beinhalten.

Die Komponentebilder mit geringer Korrelation werden zur Ermittlung der veränderten Pixel benutzt.

Bei der Differenzierung von Geo-Objekten im Veränderungsbild sollte man sich immer darüber im Klaren sein, daß die Farbgebung der Objekte nicht mehr durch die originären Reflexionswerte verursacht wird, sondern vielmehr ein statistisches Maß der weitgehend unkorrelierte Spektralunterschiede unterschiedlichster Ordnung durch Farbvektoren im RGB-Bildraum ist (PRINZ 1995).

4.1.3 Überwachte Klassifikation des Veränderungsbildes

Mehrere Methoden (HABERÄCKER 1989, JÄHNE 1993, KRAUS 1988/1990, HILDEBRANDT 1996, NIEMEYER und CANTY 2001) existieren, um eine rechnergestützte Klassifizierung von Satellitenbilddaten durchzuführen. Prinzipiell lassen sich diese in zwei wesentliche Verfahren unterteilen. Zum einen in die so genannte überwachte Klassifizierung, bei der wissensbasiert, also von bereits bekannten Erscheinungen, ausgegangen wird und das Bild schrittweise klassifiziert wird, und zum anderen in die unüberwachte Klassifizierung, bei der das Bild nur anhand statistischer Verfahren in verschiedene Klassen unterteilt wird. Die Verfahren zur überwachten Klassifizierung haben alle den gleichen Grundgedanken: *„Der Rechner soll mit Hilfe eines vorgegebenen Algorithmus alle Bildelemente suchen, die eine gleiche oder ähnliche Grauwert- oder Farbwertkombination aufweisen, wie die Bildelemente zuvor definierter Muster der zu differenzierenden Klassen“* (HILDEBRANDT 1996)

Eine Musterklasse kann aus mehreren Trainingsgebieten bestehen. Dies ist sinnvoll, damit ein größtmöglicher Dynamikbereich an Grauwertkombinationen, die eine Objektklasse repräsentieren, enthalten ist und das Klassifizierungsergebnis verbessert wird. Die

Klassifizierung eines unbekanntes Bildpunktes geschieht aufgrund seiner Lage im Merkmalsraum, also aufgrund seines Abstandes zu den bekannten Clustern, wobei die Zuordnungskriterien je nach Verfahren variieren. Je besser sich also die spektralen Merkmale einzelner Objekte gegeneinander abgrenzen, desto besser wird die Klassifizierung sein.

Die überwachte Klassifizierung erfolgt in zwei Phasen. Diese sind die Erstellung der Regeln (Training) und die Benennung (Labeling) (ERDAS 2001).

Nach der Verknüpfung der Landsat-Szenen mittels der HKT entsteht ein Veränderungsbild. Die Ermittlung der Veränderungen an Waldflächen erfolgt mittels einer überwachten Klassifizierung des Veränderungsbildes.

In der ersten Phase der überwachten Klassifizierung des Veränderungsbildes werden die Anzahl der Klassen definiert und für jede Klasse mehrere Referenzflächen (Trainingsgebiet) ausgewählt. Letztere sollen möglichst homogen und für die Klasse repräsentativ sein. Anhand von den Referenzflächen wird das Computer-System erlernt, charakteristische Merkmale der Klasse im Bild zu erkennen und Kriterien zur Unterscheidung der einzelnen Klassen zu bilden.

In der zweiten Phase der Klassifizierung wird jedes einzelnen Pixel zu einer bestimmten Klasse zugewiesen (Labeling). Mittels Klassifikationsalgorithmus wird der Pixel direkt zu einer Klasse übertragen, die den Kriterien entspricht.

In der vorliegenden Untersuchung wurde Maximum Likelihood Verfahren als Klassifikationsalgorithmus zur überwachten Klassifizierung ausgewählt.

Maximum Likelihood Verfahren: Aus den verschiedensten mathematischen Berechnungsmöglichkeiten für eine überwachte Klassifikation wurde die Maximum Likelihood Klassifikation ausgewählt, die aufgrund ihrer guten Ergebnisse oft als Methode in der Fernerkundung Verwendung findet.

Das Maximum Likelihood Verfahren (Verfahren der größten Wahrscheinlichkeit) berechnet aufgrund statistischer Kenngrößen der vorgegebenen Klassen die Wahrscheinlichkeit, mit denen die einzelnen Pixel diesen Klassen angehören. Zugewiesen wird dann jeder Pixel der Klasse mit der größten Wahrscheinlichkeit (ERDAS 2001).

Die Wahrscheinlichkeit, dass ein Pixel (Grauwert) zu einer bestimmten Klasse gehört, ist bekannt, d.h. wird jede Klasse also durch eine Wahrscheinlichkeitsfunktion beschrieben.

In der Realität sind diese Wahrscheinlichkeitsfunktionen aber nicht bekannt; man muss sie abschätzen. Dabei unterstellt man, dass die Pixelwerte jeder Klasse im Merkmalsraum eine Normalverteilung um den Klassenmittelwert aufweisen. Hergeleitet werden die Wahrscheinlichkeitsfunktionen aus den Pixelwerten der vorgegebenen Trainingsflächen.

Korrelationen zwischen den Pixelwerten der Spektralkanäle führen zu elliptischer Form der Linien gleicher Wahrscheinlichkeit.

Das Maximum Likelihood Verfahren basiert auf der multivariaten Normal-Verteilung in einem mehrdimensionalen Vektorraum. Wenn die multispektralen Kanäle als einer Vektorraum betrachtet werden, dann wird jeder Pixelwert als eine Zufallsvektor im Vektorraum berechnet.

Mit dem Maximum Likelihood Verfahren wird die Klassenangehörigkeit eines Pixels wie folgt bestimmt.

Die Wahrscheinlichkeitsfunktion der Normal Verteilung in n -dimensionalen Fall

$$ML = f_x(x_1, x_2, \dots, x_n) = \frac{1}{(2\pi)^{n/2} |\text{Cov}_c|^{1/2}} \exp\left(-\frac{1}{2} (x - M_c)^T (\text{Cov}_c^{-1}) (x - M_c)\right)$$

Wobei:

- ML- Wahrscheinlichkeit der Angehörigkeit des Kandidatpixel zur Klasse c
- c - eine Klasse
- X - Grauwert des Kandidatpixel
- M_c - Mittelgrauwert der Klasse c
- Cov_c - Kovarianzmatrix der Pixelwerten der Klasse c
- $|\text{Cov}_c|$ - der Determinante der Kovarianzmatrix .
- n - Anzahl der spektralen Kanäle
- T - Transposition Funktion

Das Verfahren ist rechenaufwendig, führt aber in der Regel auch zu guten Ergebnissen (ERDAS 2001).

4.1.4 Auswertung der Winteraufnahmen

Der temporale Klassifizierungsansatz (Einbeziehung von Sommer- und Winterbild) ermöglicht eine sehr gute Trennung von Laub- und Nadelwaldbeständen sowie eine zusätzliche Differenzierung innerhalb des Nadelwaldes. Durch Einbeziehung des Winterbildes können die im Winter nadellosen Lärchen visuell von Kiefernbeständen abgegrenzt werden. Im Winterbild können Kiefernbestände anhand der grünen Reflexion in der gewählten Bandkombination identifiziert werden (MEISSNER und WYSS 2004).

Da bei einer Winterszene grüne Zirbelkiefernbestände spezielle Interaktionen mit Strahlung im sichtbaren und nahen Infrarot (NIR) Spektrum aufweist, kann man aus diesen Kanälen einer Winterszene durch Berechnung der Vegetationsindizes wichtige Informationen über den Zustand und räumliche Verteilung der Zirbelkiefernbestände erhalten.

Eine Differenzierung innerhalb der Nadelwaldbestände erfolgte durch die logische Verknüpfung mit dem NDVI der Winteraufnahmen, so dass die Klassen Kiefer und Lärche mit einer hohen Wahrscheinlichkeit abgeleitet werden könnten. Der NDVI fand insbesondere im Rahmen der multitemporalen Klassifikation zur Erfassung von immergrünen Nadelwaldbeständen aus den zur Verfügung stehenden Landsat Winteraufnahmen Anwendung (WYSS 2007).

In der vorliegenden Arbeit wurde der Vegetationsindex „*Normalized Difference Vegetation Index*“ (NDVI) gewählt. Der NDVI stellt einen traditionellen Index zur Charakterisierung von Vegetation dar (ALBERZ 2001).

Die Gleichung lautet:

$$NDVI = \frac{(NIR - R)}{NIR + R}$$

Wobei,

NIR: Nahe Infrarot

R: Rot

Beim Verfahren der Untersuchung zur Erfassung der Zirbelkiefernbestände, wird zuerst ein NDVI Bild aus der Winterszene berechnet und danach ein Layerstack aus einer Winterszene und dem daraus abgeleiteten NDVI Bild erzeugt. Anschließend werden Pixel, die Zirbelkiefernbestände repräsentieren, mittels einer überwachten Klassifizierung aus diesem Layerstack herausmaskiert.

Die Erfassung der Veränderungen an Zirbelkiefernbestände wird nach Post Klassifikation Verfahren erfolgt, wobei die Veränderungserkennung mittels GIS Verschneidungen der Klassifikationsergebnissen durchgeführt wird.

4.2 Aufbau einer GIS-Datenbank für das Untersuchungsgebiet

Geographische Informationssysteme (GIS) sind computergestützte Werkzeuge und Anwendungen, die flächenbezogene geographische Daten erheben, verwalten und auswerten können. Das GIS besteht aus einem Satz von Verfahren, Ausrüstungen und

Computerprogrammen (SHIEWE 1995). Die raumbezogenen Daten referieren die Landschaftselemente der Erde in der Form von Objekten. Man kann zwischen Vektor- und Rasterdaten unterscheiden, die aus zwei wichtige Komponenten, welche aus dem Attribut und geographische Lage bestehen, enthalten. Das Attribut ist die Eigenschaft seiner geographischen Entität. Die Lage der Objekte werden durch xy-Koordinaten definiert, die entweder auf spezifische Referenzsysteme (z.B. UTM) oder auf geographische Koordinaten eingesetzt werden können (RAYMUNDO 2007).

Die Vektor bestehen aus Punkten, Linien oder Flächen, während die Rasterdaten sich aus Netzzellen zusammensetzen, die sich aus geometrischen Bildelementen „Pixel“ einer quadratischen oder rechteckigen Matrix von Reihen und Spalten ergeben (BILL und FRITSCH 1991).

Das GIS bietet die Möglichkeit raumbezogene Informationen in alphanumerischer und graphischer Form darzustellen.

Das GIS ist dann in der Lage, Daten in verschiedenen Darstellungsformen und Fremdsysteme zu verbinden und zu vereinigen. Einer der häufigsten Anwendungsbereiche des GIS besteht aus dem Aufbau eines Basisdatensatzes, die Vergabe von Attributen und der Ausgabe von thematischen Karten. Die Überlagerung verschiedener Karten ermöglicht die Kombinationen von Daten und Merkmalen, aus denen neue thematische Karten nach unterschiedlichen Verfahren generiert werden können (RAYMUNDO 2007).

Bei dieser Arbeit wurde eine GIS-Datenbank des Untersuchungsgebietes durch die Digitalisierung analoger bzw. eingescannter Kartenblättern und die Integration vorhandener Vektordaten aufgebaut.

Die resultierende GIS-Datenbank dient einerseits der ersten Gewinnung und Integration raumbezogener Informationen des Untersuchungsgebietes, andererseits zur Unterstützung der Auswertungen von Feldaufnahme- und Fernerkundungsdaten.

4.3 Auswertung der Aster GDEM-Szenen

Mittels *3D Analyst Tools* von *ArcGIS 9.3* wurden die Höhen-, Exposition-, und Neigungswerte des Untersuchungsgebiets aus der Aster GDEM Daten abgeleitet und anschließend in Polygon-Shapes umgewandelt.

Die Hangneigungswerte wurden dabei in die 3 folgende Klassen nach (KUGLER und SCHAUB 1997) aufgeteilt: Flachhänge (1-10°), mäßig geneigte Hänge (11-30°) und Steilhänge (>30°).

Ebenso wurden die Expositionswerte zu folgenden Gruppen zusammengefasst: Nordhänge (337,5-22,5°), Nordwest- (292,5-337,5°) und Nordosthänge (22,5-67,5°), West- (247,5-

292,5°) und Osthänge (67,5-12,5°), Südwest-(202,5-247,5°) und Südosthänge (112,5-157,5°), Südhänge (157,5-202,5).

4.4 Die Auswertung und Integration von Forsteinrichtungskarten

Diese Kartengrundlagen bilden bisher die einzigen und aktuellsten Informationsebenen zu Waldtypen und deren räumlicher Verteilung auf regionaler Ebene. Da in den Forsteinrichtungskarten die Informationen zur dominierenden Baumart und der jeweiligen Altersklasse in Form von Unterabteilungen dargestellt werden, liefern die Forsteinrichtungskarten wichtige Informationen zu einzelnen Baumarten, die durch eine alleinige visuelle Interpretation von Satellitenbilddaten nicht erfassbar sind.

Mittels ArcGIS 9.3 wurde eine einfach strukturierte Datenbank in Anlehnung an den thematischen Inhalten der Forsteinrichtungskarten durch Bildschirm-Digitalisierung aufgebaut. Die digitalisierten Polygonzüge wurden nach einem einheitlichen Zahlenschlüssel in Anlehnung an den Forsteinrichtungskarten kodiert.

Die thematischen Informationen aus den Forsteinrichtungskarten werden in GIS integriert und hauptsächlich bei der Gewinnung von Information zur Waldressourcen sowie als Referenzdaten für die Interpretation der Satellitenbilder genutzt.

4.5 Terrestrische Aufnahmeverfahren

Die digitale Klassifizierungen der Satellitenbilder basieren auf einer überwachten Klassifikation unter Berücksichtigung der Flächeninformationen aus der digitalen Forsteinrichtungskarte und der Geländeaufnahme ("ground truthing").

In den Zeiträumen (Juni und August 2010-2012) der Feldaufnahmen war die Belaubung der Bäume gewährleistet, was für die fernerkundliche Auswertung von großer Wichtigkeit ist.

Im Vorfeld des Geländeaufenthaltes wurden am Institut für Geoforschung (geo3) der Beuth Hochschule für Technik Berlin (BHT) multitemporale Satellitenbildkarten im Maßstab 1 : 50 000 erstellt. Das Untersuchungsgebiet wird von ein Landsat Szene abgedeckt (Abb. 6). Die Satellitenbildszenen 135/27 (Path/Row) lag jeweils als Sommer- und Winterszene von Landsat MSS und TM aus den Jahren 1974, 1987, 2009, 2011 (Sommer) und 1989, 2003 (Winter) vor (Tab. 2).

Die Satellitenbildkarten enthielten neben topographischen Informationen (z.B. Wegenetz, Siedlungen), die aus den zur Verfügung stehenden georeferenzierten topographischen Karten im Maßstab 1 : 100 000 und auf der Basis der Satellitenbilddaten digitalisiert wurden, auch

UTM- Gitternetzlinien (Zone 47N), um die Orientierung und Navigation im Gelände zu erleichtern.

Folgende Referenzdatensätze wurden im Gelände erhoben:

- Visuelle Interpretation der multitemporalen Landsat-Szenen (1974-2011)
- Visuelle Interpretation der Veränderungsbilder (1974-2011)
- Auswahl der Trainingsgebiete für die digitalen Bildklassifikation
- Überprüfung der geometrischen- und thematischen Genauigkeiten der Klassifikation der Veränderungsbilder
- Photodokumentation der veränderten- und unveränderten Waldflächen

Interpretationsergebnisse der Veränderungsbilder wurden in Sommer 2010-2012 im Gelände überprüft, wobei zusätzlich innerhalb des Untersuchungsgebiets eine umfassende GPS-gestützte Gelände- und Fotodokumentation durchgeführt wurde („ground truthing“). Die Interpretation erfolgte für insgesamt 11 Kartenblätter im Maßstab 1 : 50 000.

Der Kartierungsschlüssel umfasst insgesamt 5 Klassen *Waldbrand oder abgeholzte Flächen, natürliche Verjüngungen, unveränderte Waldfläche und Zirbelkiefernbestände*.

4.6 Genauigkeit der Klassifizierung

Auswertungsergebnisse von Fernerkundungsdaten können sowohl als eine Grundlage für politische und wirtschaftliche Entscheidungen, als auch Ausgangsdaten für weitere Analysen mit oder ohne andere Daten dienen. Für den potentiellen Benutzer ist es notwendig zu beurteilen, ob die Genauigkeit der verwendeten Daten für seine Anwendungszwecke ausreicht. Vor allem bei den Benutzern, die eine integrierte Nutzung mit einem GIS vorhaben, ist die Genauigkeit einer thematischen Karte von großer Bedeutung. Daher ist die Genauigkeitsüberprüfung ein wichtiger Schritt bei der Analyse der Fernerkundungsdaten (HYONKOOK 2002).

Die Genauigkeit eines raumbezogenen Datensatzes wird definiert als die Nähe der Ergebnisse von Beobachtungen, Berechnungen und Schätzungen zu den wahren Werten oder den als wahr angenommenen Werten. Bei einer thematischen Karte, die durch Klassifikation von Satellitendaten entsteht, kann die Genauigkeit in zwei Gesichtspunkten, geometrisch und thematisch, beurteilt werden (JANSSEN 1994).

In dieser Arbeit wurde Genauigkeit aller Klassifikationen ermittelt.

4.6.1 Die Lagegenauigkeit

RMS(Root Mean Square) Fehler: Die Lagegenauigkeit bezieht sich auf das Georeferenzierungsverfahren, das bereits im Abschnitt erläutert wurde. Nach Abschluß der Georeferenzierung werden die Residual in X- und Y- Richtung hergeleitet. Diese werden dann für die Rechnung des mittleren quadratischen Fehlers (Root Mean Square Error) verwendet. Der RMS Fehler in Richtung X wird berechnet durch

$$RMSE_x = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (\partial_{xi})^2}$$

wobei, ∂_{xi} der Residual des i -te GCPs in Richtung X und n die Anzahl des GCPs sind.

Der RMS Fehler in Richtung Y kann mit derselben Formel berechnet werden, wobei dann die entsprechende Residuen in Y Richtung verwendet werden. Anschließend werden die $RMSE_x$ und $RMSE_y$ für die Berechnung eines planimetrischen RMS Fehlers $RMSE_{xy}$ nach Formel

$$RMSE_{xy} = \sqrt{RMSE_x^2 + RMSE_y^2} \quad \text{herangezogen.}$$

Circular Error 90%: CE90: Die Lagegenauigkeit kann auch anhand von „Circular Error“ mit Vertrauensbereich angegeben werden. „Circular Error 90%“ (CE90) z.B. bedeutet, alle Punkte im Bild mit 90% Wahrscheinlichkeit innerhalb einer angegeben Entfernung zu ihrer wahren Lageposition liegen.

Wenn die RMS Fehler in X- und Y- Richtung normal verteilt und gleich groß in beide Richtung sind, kann CE90 aus dem RMS Fehler mit dem Faktor 2.146 berechnet werden (GREENWALT 1962).

$$CE90 = 2,146 \cdot RMSE_x = 2,146 \cdot RMSE_y = (2,146/1,4142) \cdot RMSE_{xy}$$

4.6.2 Thematische Genauigkeit

Nach jeder Klassifikation sollte eine Bewertung der Genauigkeit des Ergebnisses durchgeführt werden (ALBERZ 2001). Die Genauigkeitsüberprüfung einer thematischen Karte, die durch Klassifikation einer Satellitenaufzeichnung entsteht, erfolgt durch Vergleich mit Referenzdaten (Ground Truth). Dabei beeinflussen mehrere Faktoren die Ergebnisse der Genauigkeitsüberprüfung. Die Auswahl der Referenzdaten (z. B. Quelle der Referenzdaten, Stichprobenverfahren und Größe der Stichprobe), das Klassifikationsschema (z.B. Anzahl und Definition der Klasse, Minimale Größe der Klasse) und die Analysemethode der Genauigkeitsüberprüfung können als Einflußfaktoren genannt werden (HYONKOOK 2002).

Für eine ausführliche Diskussion über dieses Thema sei auf CONGALTON 1991, JENSEN 1996, STEHMAN und CZAPLEWSKI 1998, und SMITH 2002 verwiesen.

Verschiedene Methoden sind dabei in der Fernerkundung gängig um etwaige Fehler im Ergebnis zu minimieren und aufzuzeigen. Am gebräuchlichsten ist die Bewertung der Ergebnisse mittels Fehlermatrixmethode und Kappa-Koeffizient (LILLESAND et al. 2008).

Fehlermatrix: Die Fehlermatrixmethode zeigt die Übereinstimmung der Ergebnisse eines Vergleichs zwischen Klassifikationsergebnis und Referenzdaten (für jede Klasse) in einer Tabelle, wobei die Referenzdaten (Spalten) den entsprechenden Pixelwerten des klassifizierten Bildes (Zeilen) gegenübergestellt werden. Dabei geben verschiedene aus der Matrix abgeleitete deskriptive Maße („Overall Accuracy“, „Producer's Accuracy“, „User's Accuracy“) Auskunft über die Genauigkeit der Klassifikation (LILLESAND et al. 2008). Die Gesamtgenauigkeit („Overall Accuracy“) leitet sich aus dem Verhältnis von korrekt klassifizierten Bildpixeln zur Gesamtzahl aller betrachteten Pixel ab. Die „Producer's Accuracy“ beschreibt den Prozentanteil der Referenzdaten, der bei der Klassifikation korrekt erfasst wurde. Die Anzahl der korrekt klassifizierten Pixel in jeder Klasse zur Gesamtzahl der insgesamt klassifizierten Pixel gewichtet die „User's Accuracy“ und gibt damit die Wahrscheinlichkeit an, mit der ein klassifizierter Pixel einer Klasse tatsächlich diese Klasse repräsentiert. Mittels „Producer's Accuracy“ und „User's Accuracy“ werden sowohl die fälschlicherweise einer anderen Kategorie zugewiesenen Pixel („error of commission“) als auch die nicht erkannten Pixel einer Klasse („error of omission“) in der Genauigkeitsbewertung berücksichtigt (LILLESAND et al. 2008).

In einer Fehlermatrix werden die Referenzdaten auf der horizontalen Achse und die klassifizierte Ergebnisse auf der vertikalen Achse dargestellt. In die einzelnen Zellen der Fehlermatrix können entweder die Anzahl der Pixel, die Flächengröße einer bestimmten Klasse, oder auch prozentuale Anteile eingetragen werden.

Im Folgenden wird dies mit Pixel-Angaben erläutert. In der Diagonalen einer Fehlermatrix wird die Anzahl richtig klassifizierter Pixel und in den restlichen Zellen die Anzahl der falsch klassifizierten Pixel eingetragen.

In der Tabelle ist die Schreibweise einer Fehlermatrix für eine Klassifikation mit q Klassen dargestellt, wobei x_{ij} die Anzahl der Pixel darstellt, welche zur klassifizierten Klasse i und Referenzklasse j gehört. Weiterhin stellt der Ausdruck $X_{i+} = \sum_{j=1}^q X_{ij}$ die Summe der Zeile i , $X_{+j} = \sum_{i=1}^q X_{ij}$ die Summe der Spalte und die N die Gesamtumfang der zu überprüfenden Pixel dar.

Tabelle 3: Aufbau einer Fehlermatrix für eine Klassifikation mit q Klassen. (STEHMAN, 1998)

		Referenzdaten					
		1	2	.	.	q	Summe
Klassifikation	Klasse						
	1	x_{11}	.	.	.	x_{1q}	X_{1+}
	2	x_{21}	X_{2+}

	q	x_{q1}				x_{qq}	X_{q+}
Summe	X_{+1}	X_{+2}	.	.	X_{+q}	N	

Prinzipiell erlaubt eine Fehlermatrix sowohl beschreibende als auch analytische Statistiken (SMITH 2002). Beschreibende Verfahren sind relativ einfach und schließen die Herleitung der Genauigkeit und der klassenspezifischen Genauigkeit ein. Die Gesamtgenauigkeit „overall accuracy“ ist das Verhältnis zwischen der Summe der Hauptdiagonal d.h. Anzahl der richtig klassifizierten Pixel und der Gesamtzahl der zu überprüfenden Pixel. Die Gesamtgenauigkeit errechnet durch:

$$P_{all} = \frac{\sum_{i=j=1}^q x_{ij}}{N}$$

Da die Gesamtgenauigkeit die zufälligen Übereinstimmungen nicht berücksichtigt und ungünstige Verteilung von einzelnen Klassenübereinstimmungen nicht erfasst, ist sie wenig aussagekräftig und insbesondere für den Vergleich verschiedener Klassifikationsabläufe ungeeignet.

Die klassenspezifische Genauigkeit gibt Auskunft darüber, wie gut eine Klasse klassifiziert worden ist. Sie kann auf zwei Arten aufgefasst werden.

Die Benutzergenauigkeit „user’s accuracy“ ist interessiert an der Zuverlässigkeit einer klassifizierten thematischen Karte. Sie ist auf den Zeilen dargestellt und zeigt, ob ein Pixel, welches zur Klasse i klassifiziert worden ist, auch in der Wirklichkeit zu der Klasse gehört. Damit stellt sie die Wahrscheinlichkeit der Fehler 1. Art „commission error“, d.h. die irrtümlich zu einer anderen Klasse zugewiesenen Wahrscheinlichkeit, dar. Die Benutzergenauigkeit für die Klasse i wird mit folgender Formel berechnet:

$$P_{Ui} = \frac{x_{ii}}{X_{i+}}$$

Die Genauigkeit des Herstellers „producer’s accuracy“ wird auf den Spalten dargestellt. Sie berücksichtigt die fälschlicherweise zur bestimmten Klasse i zugeordneten Pixels nicht und zeigt die Wahrscheinlichkeit, mit der ein Pixel in den Referenzdaten richtig klassifiziert worden ist. Damit beschreibt die Herstellergenauigkeit die Fehler 2. Art „ommission error“ und wird nach folgender Formel berechnet:

$$P_{Pj} = \frac{x_{jj}}{X_{+j}}$$

Kappakoeffizient: Der Kappa-Koeffizient, ein diskretes multivariables Verfahren zur statistischen Prüfung der Klassifikationsgenauigkeit, zeigt, wie gut ein Klassifikationsergebnis mit den Referenzdaten im Gegensatz zu einem zufälligen Ergebnis übereinstimmt und wird ausgehend von der Fehlermatrix berechnet. Er nimmt dabei Werte zwischen 0 und 1 an, wobei höhere Werte eine bessere Genauigkeit der Klassifikation angeben. Werte größer als 0,8 repräsentieren eine sehr hohe Genauigkeit (CONGALTON 1991). Mit einer Fehlermatrix lassen sich durch analytische statistische Verfahren noch weitere Genauigkeitsmerkmale herleiten. Eine der Auswertungstechniken ist das „Diskrete multivariable Verfahren“ zur statistischen Prüfung der Klassifikationsgenauigkeit. Der Kappakoeffizient, welcher von CONGALTON et al. 1983 als ein geeignetes Maß dafür vorgestellt wurde, ist ein häufig verwendetes multivariable Verfahren für die Genauigkeitsüberprüfung. Für die Schätzung des Kappakoeffizienten wird die sogenannte KHAT Statistik herangezogen (STEHMAN und CZAPLEWSKI 1998). Sie eliminiert die Zufalls-Übereinstimmung in einer Gesamtgenauigkeit und gibt damit ein Maß, ob eine Fehlermatrix sich vom zufälligen Ergebnis signifikant unterscheidet. Der Kappakoeffizient kann auch benutzt werden, um unterschiedliche Fehlermatrizen aus verschiedenen Klassifikationsmethoden miteinander zu vergleichen und zu beurteilen, ob ein Ergebnis besser als das andere ist.

Die KHAT Statistik kann über

$$\hat{K} = \frac{N \sum_{i=j=1}^q x_{ij} - \sum_{i=j=1}^q (x_{i+} x_{+j})}{N^2 - \sum_{i=j=1}^q (x_{i+} x_{+j})}$$

berechnet werden.

Der Kappakoeffizient variiert zwischen 0 und 1, wobei der Wert 1 die volle Übereinstimmung mit den Referenzdaten bedeutet (STEHMAN und CZAPLEWSKI 1998).

5 ERGEBNISSE

5.1 Abgeleitete thematischen Informationen und GIS-Datenbank

5.1.1 Aufbau einer GIS-Datenbank für das Untersuchungsgebiet

Bei dem Aufbau der GIS-Datenbank für das Untersuchungsgebiet wurden Informationen aus eingescannter topographischen Kartenblättern und Forsteinrichtungskarten sowie Aster GDEM herangezogen.

Die topographische Kartenblättern und Forsteinrichtungskarten wurden mittels ERDAS IMAGINE Software georeferenziert, und anschließend mit ArcGIS am Bildschirm digitalisiert, sowie als Vektordaten gespeichert.

Alle GIS Daten wurden in das gleiche Lagereferenzsystem (WGS 84, UTM Zone 47N) eingestellt und fasst Tabelle 4 einen Übersicht der thematischen Inhalte der GIS-Datenbank des Untersuchungsgebietes zusammen.

Tabelle 4 : Übersicht der thematischen Inhalt der GIS-Datenbank bzw. Vektordaten

Inhalt	Bezugsquelle	Maßstab
<i>Topographische Basisinformationen</i>		
Grenze der administrativen Gliederung		
Grenze des Schutzgebietes	Topographische Kartenblättern	1 : 100 000
Siedlungen		1 : 500 000
Wegenetz		1 : 1000 000
Gewässernetz		
Wald		
Höhenangaben		
<i>Informationen zur Waldressourcen</i>		
Grenze der Haupt- und Unterabteilungen	Forsteinrichtungskarten	1 : 50 000
Baumarten und –alter		
Bestandeswerte		
<i>Reliefinformationen</i>		
Höhenstufen	Aster GDEM	1 : 50 000
Exposition		
Hangneigung		

5.1.2 Aus topographischen Kartenblättern abgeleiteten Informationen

Wie bereits im Kapitel 3.1.2 erwähnt wurden, die topographischen Basisinformationen des Untersuchungsgebietes aus den vorhandenen topographischen Kartenblättern entnommen.

Eingescannte topographische Kartenblätter wurden in ERDAS IMAGINE anhand Passpunkte, die aus den Schnittpunkten des Koordinatengitters (Gitterkreuz) der Kartenblätter gewonnen wurden, georeferenziert.

Da die georeferenzierten Kartenblätter in einer *Transverse- Merkator* Projektion (Gauß-Krüger) vorliegen und auf den *Krassovsky*-Elipsoiden beruhen, wurden diese in UTM 47N, WGS84 umprojiziert.

Anschließend wurden die topographischen Basisinformationen aus den georeferenzierten Kartenblättern mit ArcGIS digitalisiert, attribuiert und als Vektordaten gespeichert. Darüber hinaus wurden die aus den topographischen Kartenblättern abgeleiteten Vektordaten in einem GIS integriert.

Eine Übersicht der georeferenzierten topographischen Kartenblättern 1:100 000 und ein Beispiel der abgeleiteten Vektordaten werden jeweils in den Abbildungen 10 und 11 dargestellt.

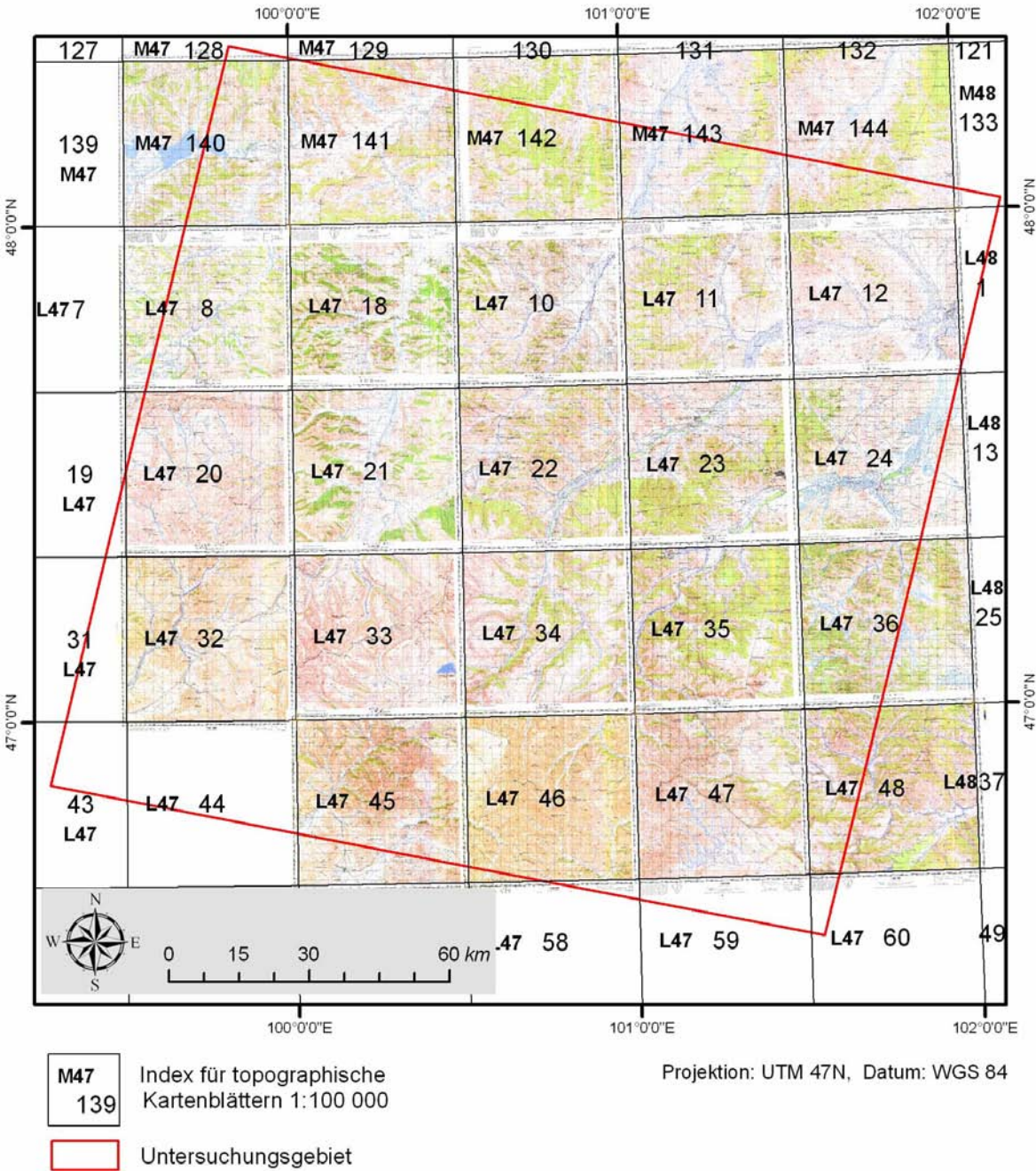


Abbildung 10: Georeferenzierte topographische Kartenblättern (1:100 000)

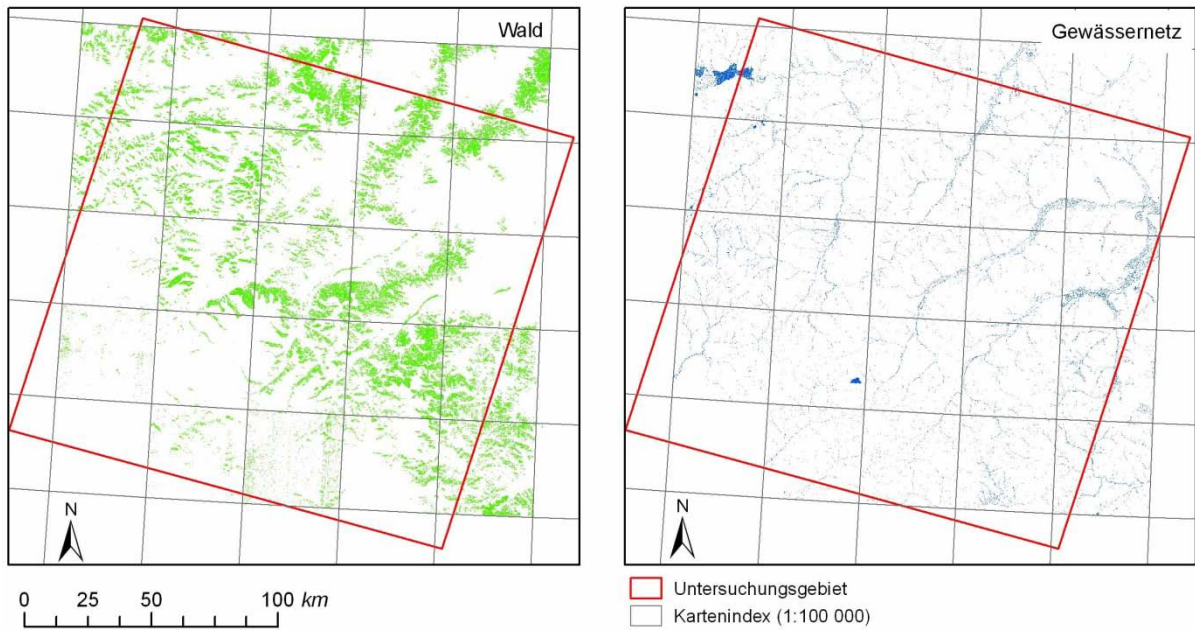


Abbildung 11: Beispiel der aus topographischen Kartenblättern (1:100 000) abgeleiteten Vektordaten

5.1.3 Auswertung der Forsteinrichtungskarte

Die zur Verfügung stehenden 3 Kartenblättern der Forsteinrichtung decken den östlichen Teil (ca. 1 130 000 ha) des Untersuchungsgebietes (Abb. 12) ab.

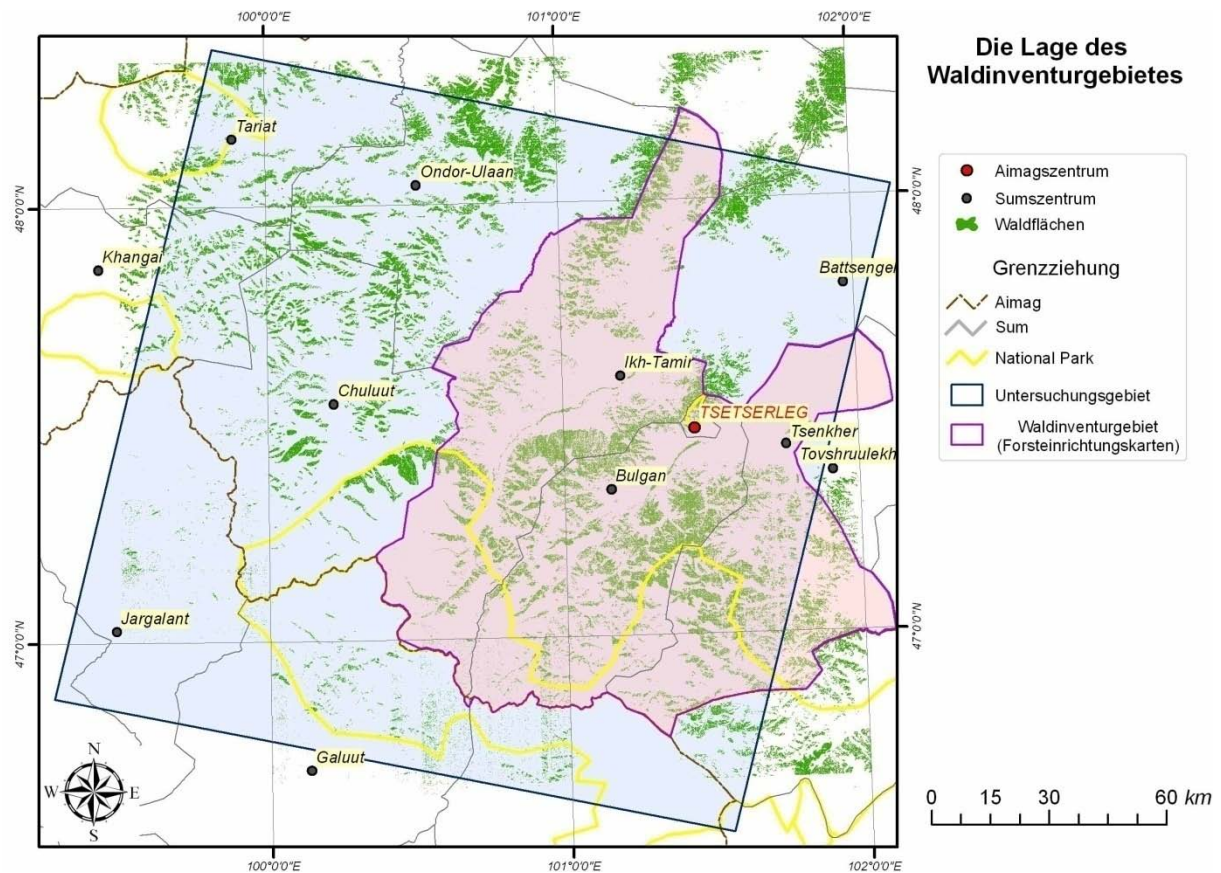


Abbildung 12: Abdeckung des Untersuchungsgebietes durch Forsteinrichtungskarten

In der Forsteinrichtungskarte wurden die Waldflächen in der Haupt- und Unterabteilungen eingeteilt. Die Hauptabteilungen werden als statische Polygonzüge dargestellt, die anhand des Reliefs (Täler, Gebirgskämme) oder durch topographische Merkmale wie z.B. Fließgewässer abgrenzbar sind. Diese werden in Unterabteilungen mit Informationen zur dominierenden Baumart und Altersstufe untergliedert.

Die gescannten Forsteinrichtungskarten wurden mittels Erdas Imagine georeferenziert. Danach wurde mit ArcGIS die Bildschirm-Digitalisierung von Polygonzügen zum Aufbau einer Datenbank in Anlehnung an den thematischen Inhalten der Forsteinrichtungskarte erfolgt.

Beim Aufbau der Datenbank wurden die Polygonzüge nach einem einheitlichen Zahlenschlüssel in Anlehnung an der Forsteinrichtungskarte kodiert und dadurch einer eindeutigen Objektklasse, die sich aus Baumart (Waldtyp) und Altersklasse zusammensetzt, zugeordnet. Die generierte Datenbank besteht aus den Feldern: Flächennummer, Flächengröße, Hauptabteilungs- und Unterabteilungsnummer, Baumart und Altersklasse.

Die kartographischen Darstellungen von den aus Forsteinrichtungskarten abgeleiteten thematischen Informationen werden in den folgenden Abbildungen erstellt.

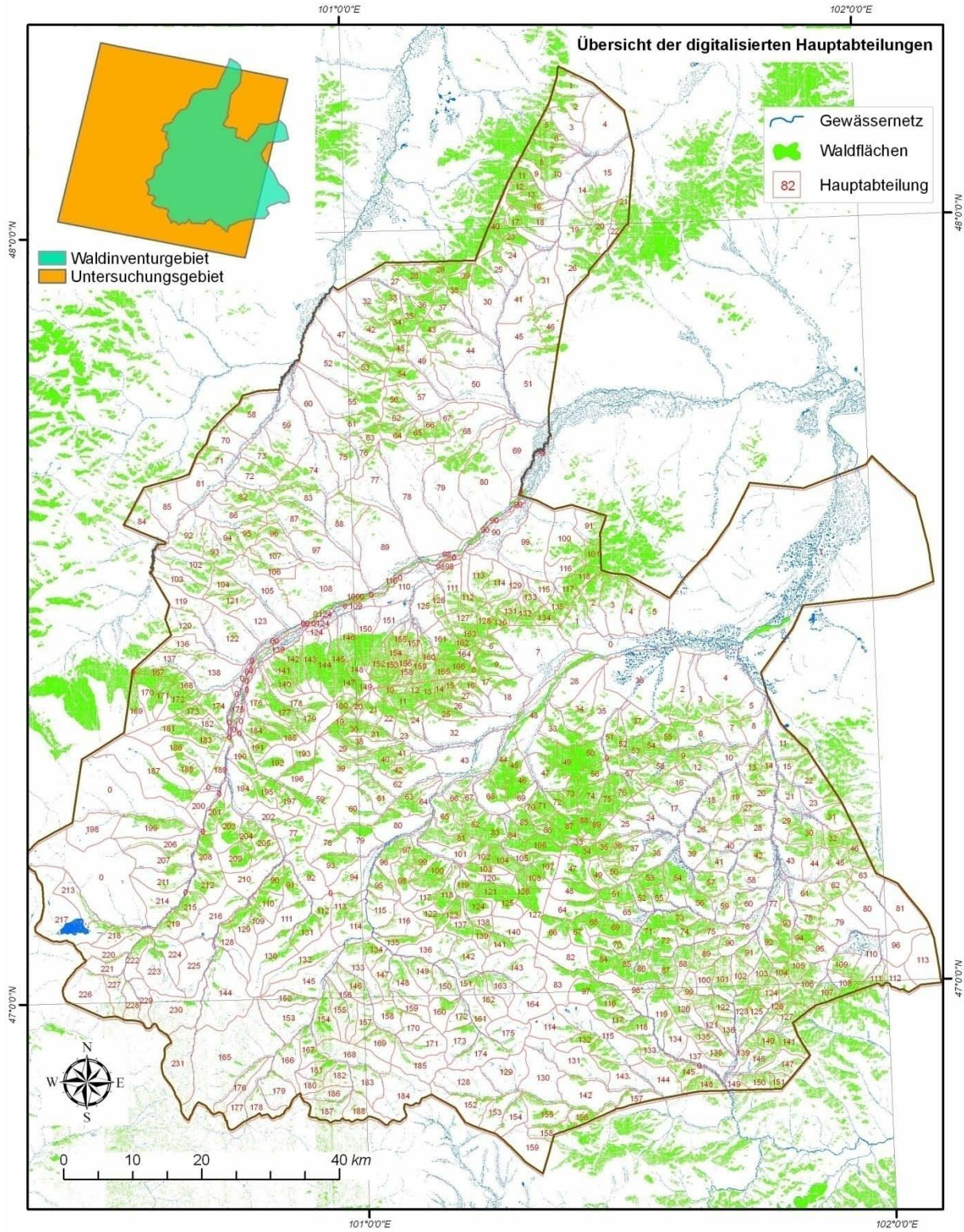


Abbildung 13: Übersicht von digitalisierten Hauptabteilungen (Grenzziehung)
Quelle: Forsteinrichtung und topographische Karten (1:100 000)

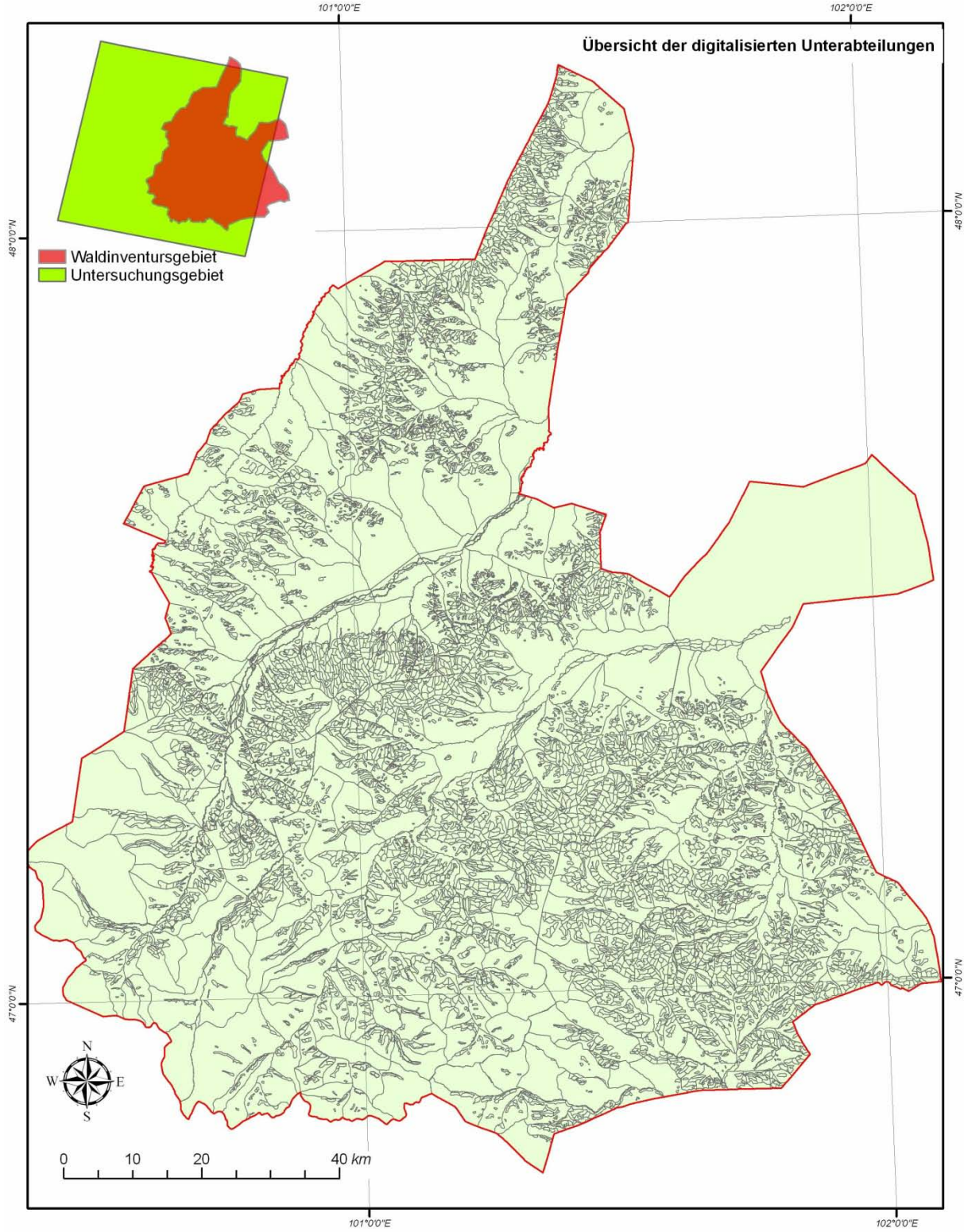


Abbildung 14: Übersicht von digitalisierten Unterabteilungen (Grenzziehung)

Quelle: Forsteinrichtung

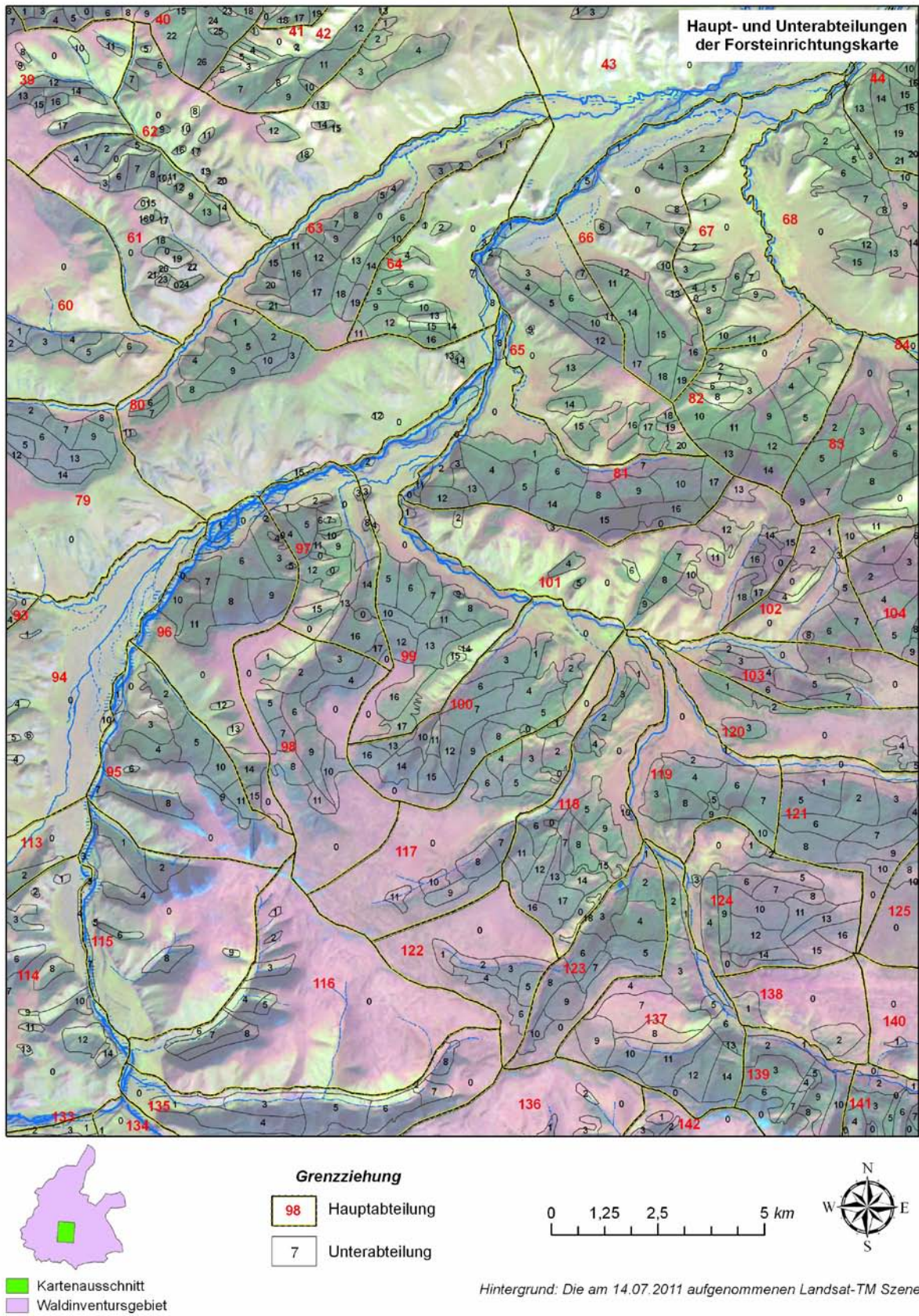


Abbildung 15: Ausschnitt der aus den Forsteinrichtungskarten digitalisierten Haupt- und Unterabteilungen(Grenzziehung)

Quelle: Forsteinrichtung

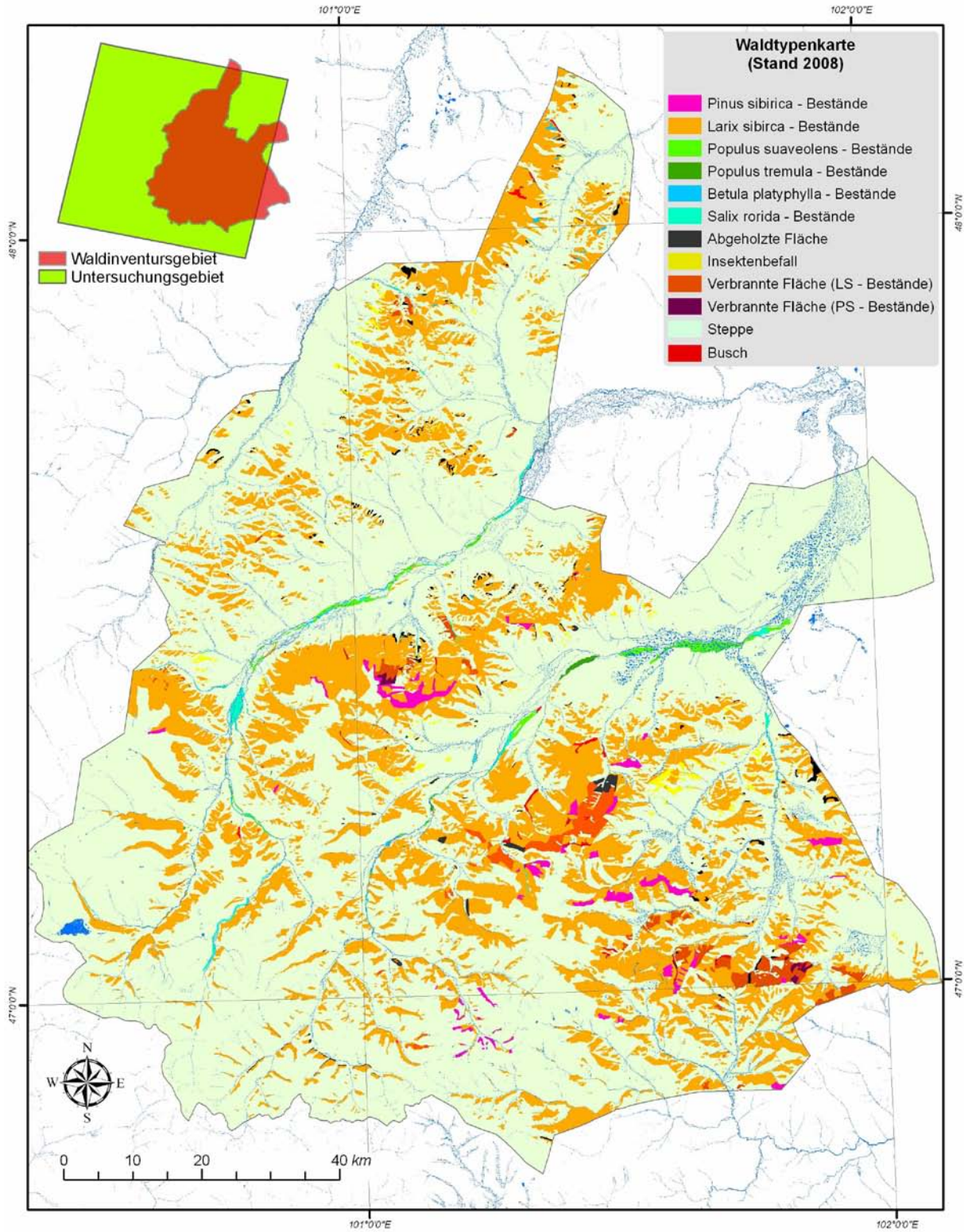


Abbildung 16: Übersicht der räumlichen Verteilung der Waldtypen innerhalb des Waldinventurgebiets
Quelle: Forsteinrichtung und topographische Karten (1:100 000)

Die flächenhaften Informationen zur Polygonzügen bzw. Unterabteilungen wurden in ArcGIS ausgewertet und in den folgenden Tabellen zusammengefasst.

Tabelle 5: Flächenanteil je Waldtyp im Waldinventurgebiet

Waldtypen	Abkürzung	Flächengroße, ha	Flächenanteil, %	
			Gesamtfläche	Waldfläche
<i>Larix sibirica</i> - Bestände	LS	240842	21,3	94,4
<i>Pinus sibirica</i> - Bestände	PS	7061	0,6	2,8
<i>Betula platyphylla</i> - Bestände	BP	338	0,03	0,1
<i>Populus suaveolens</i> - Bestände	PSu	2352	0,2	0,9
<i>Populus tremula</i> - Bestände	PT	1770	0,16	0,7
<i>Salix rorida</i> - Bestände	SR	2697	0,3	1,1
Gesamt		255060	22,6	100,0

Die digitale Forsteinrichtungskarte zeigt eine generalisierte Darstellung der dominierenden Baumarten (Abb. 16 und 17).

Der Waldflächenanteil im Waldinventurgebiet beträgt ca. 23%. Etwa 97% der bewaldeten Flächen ist mit den Bestände von Nadelbaumarten (LS und PS) bedeckt und ist der Waldtyp von LS-Bestände mit 94,4% Anteil an der Waldfläche eindeutig dominant. Die Bestände von Laubbaumarten (BP, PSu, PT und SR) nehmen ca. 3% der gesamten Waldfläche ein (Tabelle 5 und Abb. 16).

Polygonzüge (Unterabteilungen) der Forsteinrichtungskarten beinhalten die Beschreibung über dominierende Baumart in der bestimmten Altersklasse.

Die folgenden Tabellen und Abbildungen fassen einen Überblick der Flächen- und Volumenanteile der Bestände hinsichtlich der Altersklasse zusammen.

Tabelle 6 zeigt eine Übersicht über die Altersklassen nach Baumarten.

Tabelle 6: Altersklassenübersicht nach Baumarten (Quelle)

Baumart	Altersklasse, Jahre			
	I	II	III	IV
<i>Larix sibirica</i>	1 - 40	41 - 100	101 - 120	121 <
<i>Pinus sibirica</i>	1 - 80	81 - 120	121 - 160	161 <
<i>Betula platyphylla</i>	1 - 20	21 - 40	41 - 60	61 <
<i>Populus suaveolens</i>	1 - 20	21 - 40	41 - 60	61 <
<i>Populus tremula</i>	1 - 20	21 - 40	41 - 60	61 <
<i>Salix rorida</i>	1 - 20	21 - 40	41 - 60	61 <

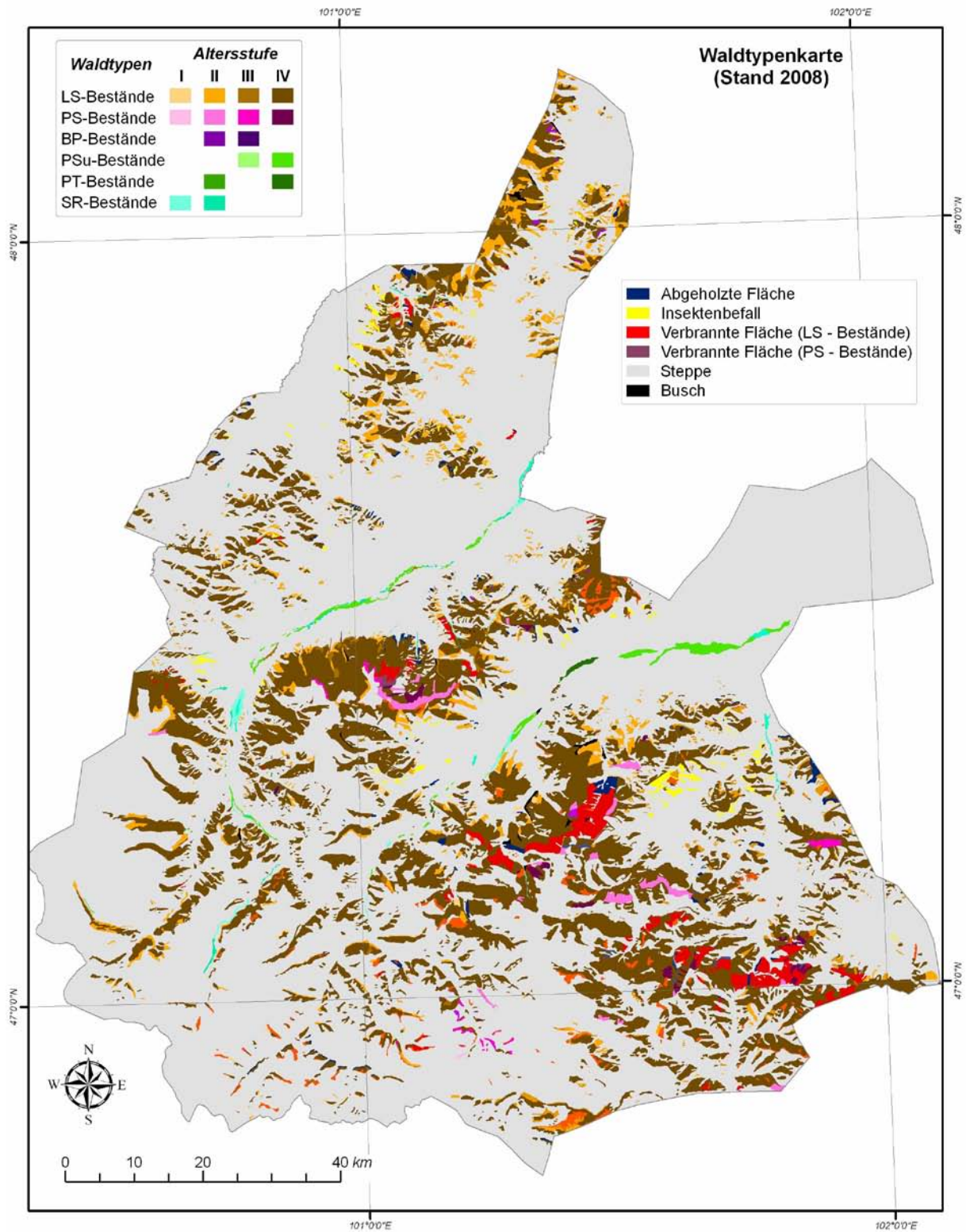


Abbildung 17: Übersicht der räumlichen Verteilung der Waldtypen bezüglich der Altersklassen innerhalb des Waldinventurgebiets

Quelle: Forsteinrichtung

Tabelle 7: Flächenanteil der Waldtypen nach Altersklassen im Waldinventurgebiet

Altersklasse	I		II		III		IV	
Flächenanteil, % (1-Anteil an Waldtyp, 2-Anteil an Gesamtwaldfläche)								
Waldtypen	1	2	1	2	1	2	1	3
LS-Bestände	0,52	0,49	10,80	10,19	2,70	2,55	85,99	81,19
PS-Bestände	1,50	0,04	13,16	0,36	57,02	1,58	28,32	0,78
BP-Bestände	0,00	0,00	50,59	0,07	49,41	0,07	0,00	0,00
PSu-Bestände	0,00	0,00	0,00	0,00	2,81	0,03	97,19	0,90
PT-Bestände	0,00	0,00	1,75	0,01	0,00	0,00	98,25	0,68
SR-Bestände	65,70	0,69	34,30	0,36	0,00	0,00	0,00	0,00
Gesamt		1,23		11,00		4,22		83,55

Tabelle 7 zeigt die Flächenanteile der Waldtypen nach Altersklassen, wobei die Bestände in Altersklasse IV mit 83% Anteil an den gesamten bewaldeten Flächen des Inventurgebiets besonders dominant sind und darunter die LS-Bestände den höchsten Anteil (81%) besitzen. Abb. 17 zeigt einen Einblick in die Waldtypen nach Altersklasse.

Tabelle 8: Volumenanteil der Waldtypen nach Altersklassen im Waldinventurgebiet

Waldtypen	Stammvolumen, m ³					Gesamt	%
	I	II	III	IV			
LS-Bestände	46110	2824730	866850	30185820	33923510	95,2	
PS-Bestände	8620	145780	738210	383310	1275920	3,6	
BP-Bestände	0	16270	18100	0	34370	0,1	
PSu-Bestände	0	0	3480	173300	176780	0,5	
PT-Bestände	0	980	0	155040	156020	0,4	
SR-Bestände	45460	21630	0	0	67090	0,2	
Gesamt	100190	3009390	1626640	30897470	35633690	100,0	
Anteil	0,3	8,4	4,6	86,7			

Tabelle 8 teilt die Anteile des Vorrates der Waldtypen nach Altersklasse, wobei der gesamte Vorrat im Inventurgebiet 35,2 Mio. m³ beträgt und 86,7% des Vorrates in Altersklasse IV ist. Der 95,2% des gesamten Vorrates machen LS-Bestände aus.

5.2 Erfassung der Zirbelkiefernbestände und deren Veränderungen (1989-2003)

5.2.1 NDVI Bild der Winterszene und Layerstack

In der Winteraufnahme sind die Zirbelkiefernbestände, die in Falschfarbendarstellung von 5,4,3(RGB) der Landsat TM Szene als grüne Flächen erscheinen, gut zu erkennen. (Abb. 18)

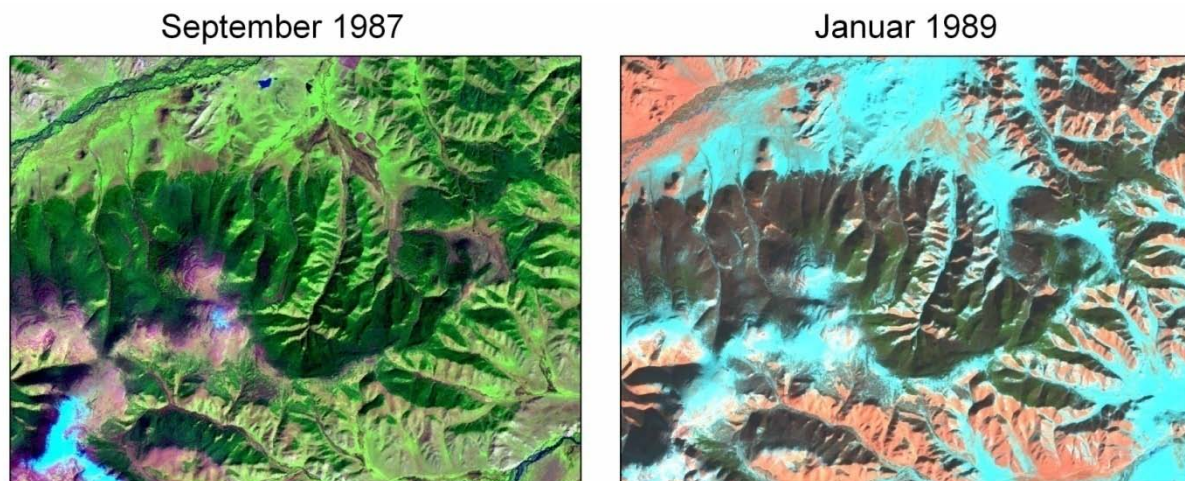


Abbildung 18: Ausschnitte aus Sommer- und Winterszenen von Landsat-TM im Vergleich.

Da im Winter die Zirbelkiefernbestände als die einzige grüne Vegetation aufweisen, liefert der aus der Winteraufnahme berechneten NDVI Bild wichtige Informationen über die räumliche Verteilung der Zirbelkiefernbestände. Deshalb wurde ein Layerstack aus den ursprünglichen Bänder einer Winterszene und dem berechneten NDVI Bild erzeugt, um die Abgrenzung von Zirbelkiefernbeständen und übriger Wäldern im Gebiet zu verbessern. (Abb. 20)

Der NDVI Bilder wurde aus Winterszene mit Erdas Imagine erstellt und anschließend wurden die im GeoTIFF-Format vorliegenden einzelnen Bänder einer Landsat TM Winterszene und der daraus berechneten NDVI Bild zu je einer Datei (Layerstack) zusammengeführt. Dies erfolgte mit Erdas Imagine mittels der Layer-Stacking-Funktion und dem Nearest Neighbor-Verfahren (Abb. 19).

In Layerstack sind die Zirbelkiefernbestände, die in einer Bandkombination von 5,NDVI,3(RGB) als hellgrüne Flächen erscheinen, noch besser zu erkennen. (Abb. 20)

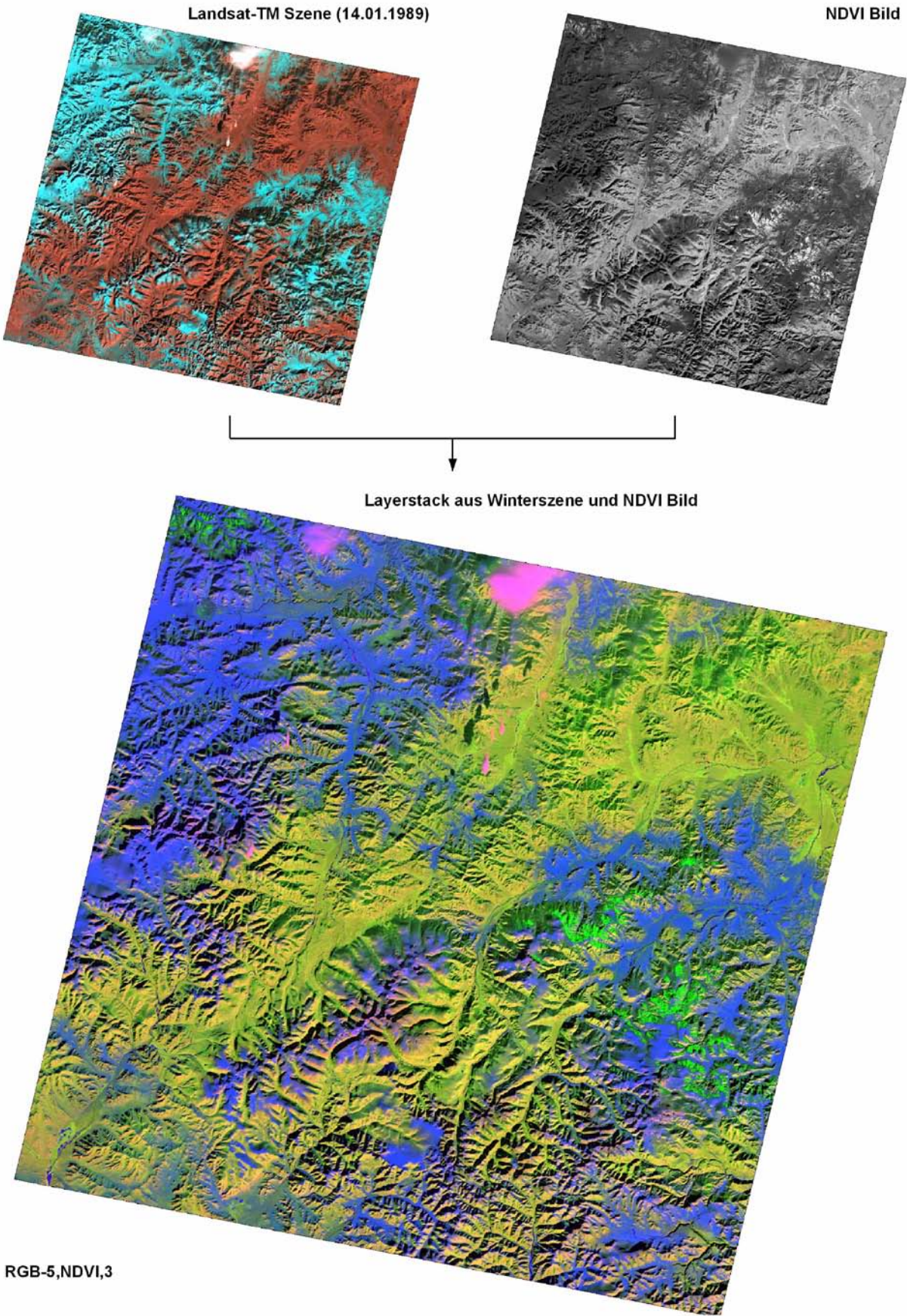


Abbildung 19: Arbeitslauf zur Erstellung von Layerstack aus Winteraufnahme und NDVI Bild

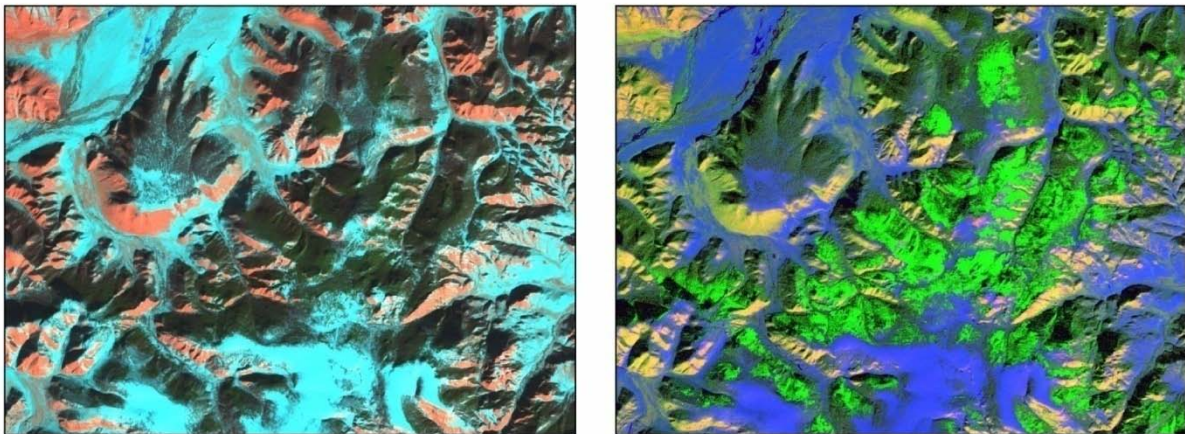


Abbildung 20: Spektral Vergleich von Landsat-TM Winterszene und Layerstack

Links: Ausschnitt von Landsat TM Winterszene, Bandkombination 5,4,3(RGB) vom Januar 1989

Rechts: Ausschnitt vom erstellten Layerstack, Bandkombination 5,NDVI,3(RGB)

5.2.2 Post Klassifikation und Genauigkeitsanalyse

In der vorliegenden Arbeit erfolgt die Erfassung der Veränderungen der Zirbelkiefernbestände mittels Post Klassifikation Verfahren. Hierbei wurden die zwei multitemporale Layerstacks Pixel für Pixel unabhängig klassifiziert und anschließend der Ergebnisse der Klassifikationen miteinander verglichen.

Die Klassifikation von Layerstack wurde durch die pixelbasierte überwachte Methode nach *Maximum Likelihood Verfahren* in Erdas Imagine durchgeführt und erfolgte die Veränderungserkennung der Zirbelkiefernbestände in ArcGIS mit der Durchführung von *Analysis Tool*.

Da es sich um die Kartierung der Zirbelkiefernbestände handelte, wurden in der Klassifikation nur 2 Klassen (*Zirbelkiefern- und sonstige Flächen*) festgelegt.

Bei der überwachten Klassifizierung von Layerstack wurden zuerst die Referenzflächen für Zirbelkiefernbestände ausgewählt. Die Gewinnung der Referenzflächen erfolgte auf der Basis von terrestrischen Daten und den Forsteinrichtungskarten. Zusätzliche Referenzflächen für Zirbelkiefernbestände wurden durch eine visuelle Interpretation am Bildschirm mit Hilfe der Bandkombination(5,NDVI,3-RGB) von Layerstack ausgewählt, weil die Anzahl der terrestrischen Daten nicht ausreichend für die Klassifikation und Verifizierung der Klassifikationsergebnisse waren (Abb. 21).

Am Ende standen für 2 Layerstacks insgesamt 216 Referenzflächen, wovon 101 für Klasse *Zirbelkiefernfläche* und 115 für Klasse *sonstige Flächen*, zur Verfügung. Die Referenzflächen

wurden dann zufällig in 2 Gruppen zusammengefasst. Die erste Gruppe wurde zur Klassifizierung die zweite zur Verifizierung der Klassifikation herangezogen.

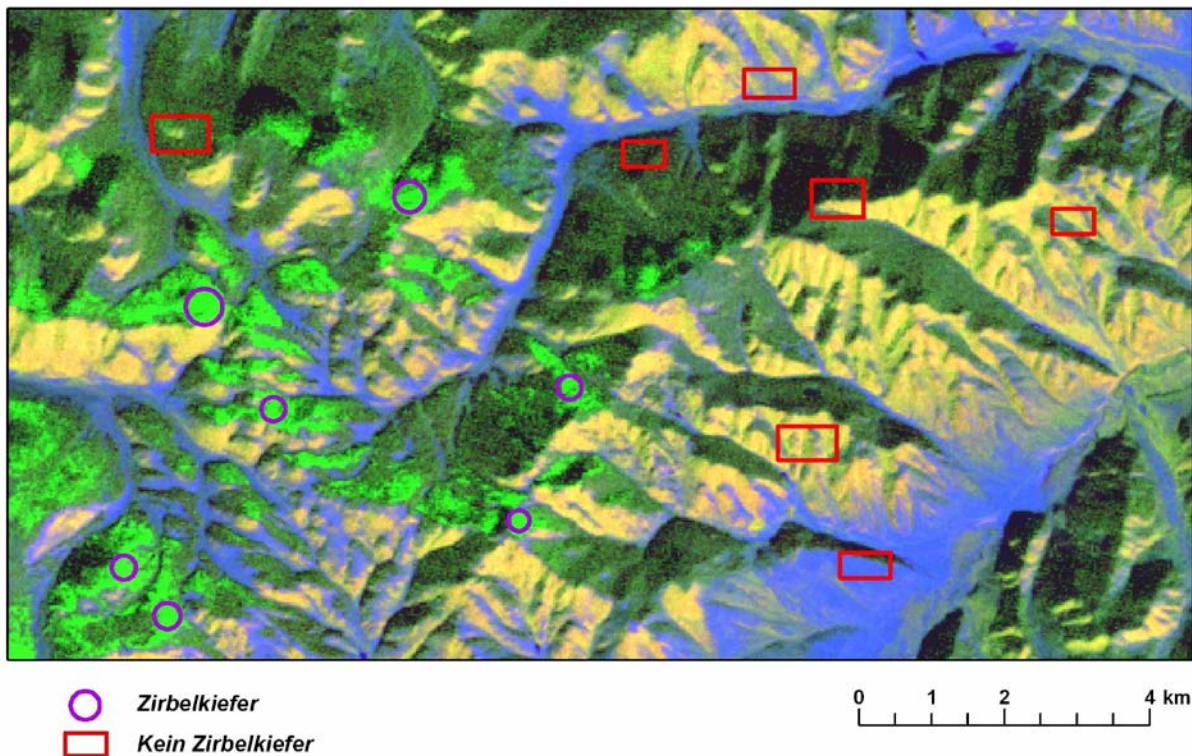


Abbildung 21: Visuelle Interpretationsbeispiele auf Basis der Bandkombination (5,NDVI,3-RGB) von Layerstack (02.2003)

Die überwachte Klassifizierung beider multitemporalen Layerstacks wurde unabhängig voneinander nach *Maximum Likelihood Verfahren* in Erdas Imagine durchgeführt. Aus der Klassifizierung wurde ein Binärbild generiert, das Zirbelkiefer- und sonstige Flächen zeigt (Abb. 22).

Anhand der unabhängigen Referenzflächen, wie bereits oben erläutert, erfolgte die Verifikation der zwei endgültigen Klassifizierungsergebnisse. Die Hersteller- und Nutzergenauigkeit sowie die Gesamtgenauigkeit beider Klassen sind in Tabelle 9 dargestellt.

Tabelle 9: Die ermittelten Genauigkeiten der Klassifizierung der Zirbelkiefernbestände

Klassen	Layerstack vom 1989		Layerstack vom 2003	
	Hersteller- genauigkeit, %	Nutzer- genauigkeit, %	Hersteller- genauigkeit, %	Nutzer- genauigkeit, %
<i>Zirbelkiefern</i>	97,2	98,7	95,3	96,2
<i>Sonstige Fläche</i>	96,6	97,4	94,8	95,8
Gesamtgenauigkeit	96,7		95,1	

Die Gesamtgenauigkeit liegt bei ca. 95% für die Layerstack vom Jahr 1989 und 96% für Layerstack vom Jahr 2003. Die Kappa-Koeffizient beträgt 90% bzw. 91%.

Um die Veränderungen an Zirbelkiefernbestände zu ermitteln, wurden die klassifizierten Layerstacks in ArcGIS mittels *Analysis Tools* verglichen. Damit wurden die Veränderungsflächen der Zirbelkiefernbestände entsprechend der Veränderungsrichtungen aufgewiesen.

5.2.3 Flächenbilanz und Integration mit Höhendaten

Die Ergebnisse der Klassifikation und Veränderungserkennung sind in Form von einer Karte in Abb. 22 dargestellt.

Die Flächengrößen der Zirbelkiefernbestände und deren Veränderungen zwischen 1989 und 2003 sind Tabelle 10 angegeben.

Tabelle 10: Zirbelkiefernbestände des Untersuchungsgebiets

Zustand, ha		Veränderungen, ha (1989-2003)	
In 1989	In 2003	Abnahme	Zunahme
39237	33956	5756	475

Zwischen den Jahren 1989 und 2003 wurde eine Verringerung der Zirbelkiefernfläche im Untersuchungsgebiet um ca. 13,5% festgestellt.

Mittels *Analysis Tools* von *ArcGIS 9.3* wurden die vorliegenden Ergebnisse der Klassifikationen und der aus Aster GDEM-Datei abgeleiteten Höhenstufen analysiert. Dabei wurden diese miteinander verschnitten, um eine neues Polygon-Shape zu erhalten, mit dem

die Flächenverteilung der Zirbelkiefernbestände hinsichtlich der Höhe im Untersuchungsgebiet ermittelt wurde.

Tabelle 11 fasst einen Überblick vom Ergebnis dieser Analyse zusammen.

Tabelle 11: Flächenverteilung der Zirbelkiefernbestände in den verschiedenen Höhenstufen

Höhenstufen, m (über NN)	1500-1700	1700-1900	1900-2100	2100-2300	2300-2500	2500-2700	2700-2900	Total
Fläche, ha	1,7	379,1	9551,7	18486,2	9511,6	1298,7	8,1	39237,0
Anteil, %	1		24	47	24	3	0,02	100

Es ergibt, dass 95% der Zirbelkiefernbestände sich innerhalb der Höhenstufe (1900 – 2500 m) verteilen.

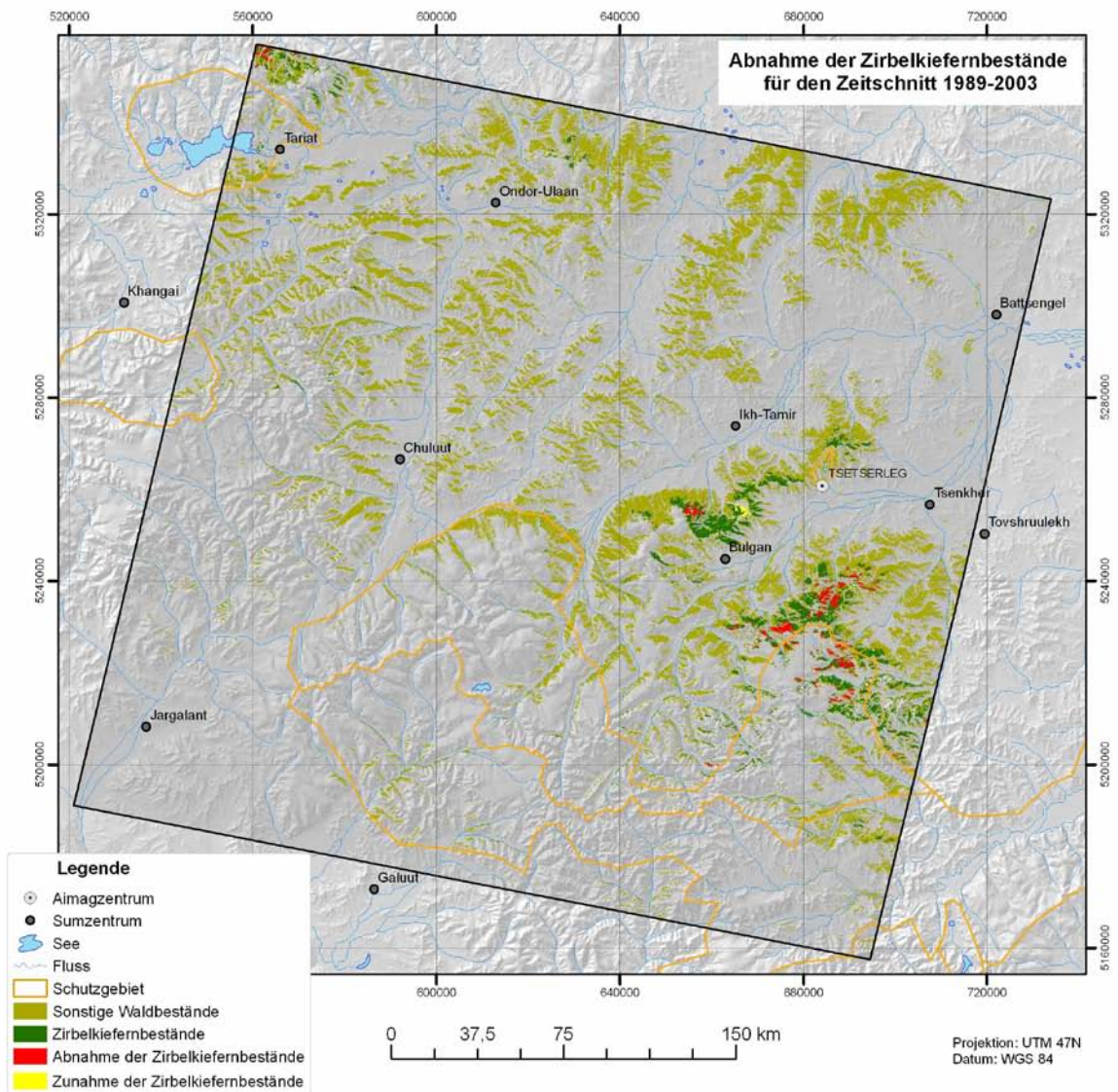
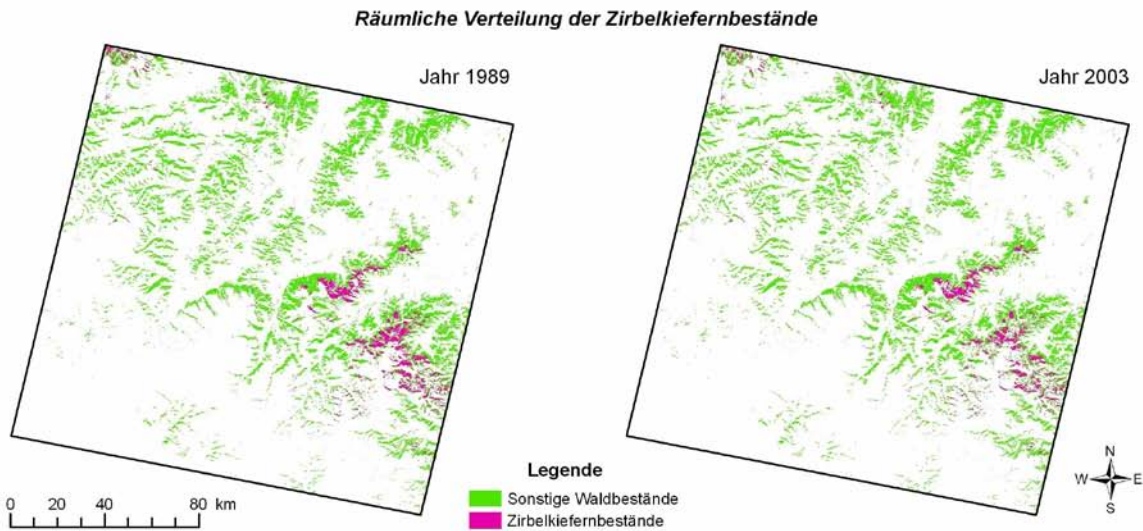


Abbildung 22: Veränderungen der Zirbelkiefernbestände im Untersuchungsgebiet

5.3 Die Erfassung der Waldflächenveränderungen (1974-2011)

Die Erfassung und Kartierung der räumlichen und zeitlichen Veränderungen an Waldflächen im Untersuchungsgebiet wurden in zwei Phasen, der Erstellung des Veränderungsbildes mittels Hauptkomponenten Transformation (HKT) Verknüpfung und der Erkennung der Waldveränderungen durch überwachte Klassifizierung, erfolgt.

5.3.1 Erstellung eines Veränderungsbildes

Wie schon in Kapitel 4.1.2 erwähnt, wurden die 2 Landsat-Szenen von 2 Zeitpunkten in einer einzelnen Datei (Layerstack) kombiniert. Auf diesem Layerstack wurde dann die HKT Analyse angewandt. Insgesamt wurden 3 Layerstacks aus der zur Verfügung stehenden 4 Landsat-Szenen auf folgende Weisen erzeugt.

<i>Ausgangsdaten</i>	<i>Szenen zur Verknüpfung</i>
Layerstack 1	Landsat MSS (<i>Jahr 1974</i>) und Landsat TM (<i>Jahr 1987</i>)
Layerstack 2	Landsat TM (<i>Jahr 1987</i>) und Landsat TM (<i>Jahr 2009</i>)
Layerstack 3	Landsat TM (<i>Jahr 2009</i>) und Landsat TM (<i>Jahr 2011</i>)

Die HKT eines Eingabebildes (Layerstack) erfolgt in mehrere Stufen:

- *Berechnung der Kovarianzmatrix:*
Die Kovarianz zwischen den Bändern eines Layerstacks beschreibt die Korrelation, ist somit ein Maß für die Redundanz des Datenmaterials und bildet die statistische Grundlage für weitere Berechnungen.
- *Berechnung der Eigenwerte und Eigenvektoren:*
Der Eigenwert entspricht der Streuung, die den einzelnen Hauptkomponenten zufällt, und gibt deren Länge an. Der Eigenvektor gibt die Achsenrichtung der Hauptkomponente an und zeigt somit in die der maximalen (Rest-) Streuung. Dieser Vektor ist ein Maß für die lineare Beziehung zwischen i -tem Band und l -ter Hauptkomponente, stimmt mit den entsprechenden Korrelationskoeffizienten überein und dient daher der Beschreibung der Hauptkomponenten (Tabellen 12-14).
- *Pixelweise lineare Transformation der Originalgrauwerte in den Merkmalsraum der Hauptkomponenten:*
Zur Berechnung des neuen Grauwertes werden die n -dimensionalen Merkmalsvektoren des Ausgangsbildes mit den entsprechenden Eigenvektoren multipliziert.

Der Ausgangsbild ist ein Veränderungsbild, dessen Bänder die Hauptkomponenten sind (Abb. 23-25).

Tabelle 12: Eigenwerte und Eigenvektoren der Kovarianzmatrix von Layerstack 1

HK	Eigenwert		Eigenvektor									
1	2545,69	0,5818	0,5452	0,3944	0,3095	0,0800	0,0489	0,0973	0,0400	0,2647	0,1515	
2	1149,02	-0,2415	-0,1632	-0,1246	-0,1137	0,2094	0,1335	0,2395	0,2207	0,7503	0,3949	
3	138,34	-0,0930	-0,0710	0,1299	0,1885	-0,6367	-0,3451	-0,4672	0,1699	0,3920	-0,0930	
4	95,21	0,1621	0,1269	-0,2549	-0,2973	-0,2100	-0,1498	-0,0599	-0,7792	0,1579	0,3194	
5	34,48	0,5839	0,0026	-0,5284	-0,4004	-0,0851	-0,0112	-0,0739	0,4228	0,0493	-0,1600	
6	11,37	-0,4165	0,6913	0,1226	-0,5285	-0,0748	-0,0273	0,0192	0,1499	0,0149	-0,1575	
7	7,44	0,2122	-0,3812	0,6546	-0,5648	0,0101	0,0083	-0,1293	0,0535	-0,0719	0,1930	
8	6,58	0,0605	-0,0936	0,0921	-0,0783	0,4455	-0,0910	-0,1740	-0,2959	0,4037	-0,6967	
9	4,65	-0,0710	0,1511	-0,1257	0,0503	0,4801	-0,0544	-0,7581	0,0963	-0,1009	0,3552	
10	0,59	0,0098	-0,0125	0,0027	-0,0021	0,2415	-0,9089	0,2896	0,1131	-0,0865	0,1058	

Tabelle 13: Eigenwerte und Eigenvektoren der Kovarianzmatrix von Layerstack 2

HK	Eigenwert		Eigenvektor									
1	2485,32	0,1662	0,1075	0,1938	0,1730	0,5859	0,3175	0,0959	0,1518	0,1618	0,5187	0,3207
2	261,14	-0,5735	-0,3179	-0,4720	0,0701	-0,0308	-0,2552	-0,0665	-0,0366	-0,0040	0,1287	0,4752
3	150,54	-0,3191	-0,1900	-0,1273	-0,3930	0,5933	0,3481	-0,1506	-0,1166	-0,1708	-0,2056	-0,2565
4	64,82	0,0119	-0,0399	-0,0170	-0,7605	-0,3251	0,2377	0,2576	0,1702	0,2116	-0,0011	0,1286
5	37,99	-0,2944	-0,0552	-0,0964	0,2185	0,0301	0,2029	0,2874	0,3018	0,4548	0,4813	-0,4293
6	16,99	-0,0178	0,0405	0,2986	-0,2868	-0,0499	-0,0445	-0,3044	-0,0703	0,0776	0,5121	0,3379
7	8,61	0,3695	-0,1054	-0,3074	-0,1908	0,3241	-0,4907	0,4972	0,1138	0,0583	-0,0287	0,0583
8	5,08	0,5001	-0,0823	-0,6164	0,0282	-0,0857	0,3481	-0,2670	-0,0835	-0,1607	0,3548	-0,0436
9	3,88	0,0904	-0,0480	0,1191	-0,2216	0,2750	-0,4924	-0,3906	-0,0334	0,1543	0,3031	-0,3267
10	1,74	0,1094	0,0544	-0,1998	0,0402	0,0147	0,0105	-0,4506	0,2325	0,6719	-0,4459	0,1071
11	0,99	-0,2175	0,8894	-0,2967	-0,1200	0,0801	-0,0889	-0,0269	0,1415	-0,1432	0,0607	0,1903
12	0,48	-0,0223	0,1757	-0,0900	-0,0089	-0,0058	0,0292	0,1939	-0,8693	0,4064	0,0066	-0,0265

Tabelle 14: Eigenwerte und Eigenvektoren der Kovarianzmatrix von Layerstack 3

HK	Eigenwert		Eigenvektor									
1	2747,33	0,1154	0,0819	0,1278	0,1304	0,4047	0,2583	0,3411	0,2185	0,2989	0,2430	0,5418
2	877,31	-0,1218	-0,0853	-0,1430	-0,1787	-0,5623	-0,3266	0,5272	0,2965	0,3395	0,1378	-0,0331
3	162,37	-0,0024	0,0359	0,0985	0,2220	0,3092	0,0921	0,2392	0,1476	0,0660	0,4949	-0,5422
4	110,13	0,3128	0,2196	0,2708	0,0583	-0,0202	0,2481	0,2755	0,1075	0,1993	-0,6370	-0,4049
5	52,35	0,3360	0,2934	0,4033	0,3549	-0,4922	-0,0389	-0,3146	-0,0050	0,0206	0,3734	0,0053
6	18,05	0,0734	-0,0410	-0,1750	-0,4970	-0,2443	0,7380	-0,0902	0,0444	-0,0444	0,2619	-0,1374
7	13,03	-0,1609	-0,0644	-0,0287	-0,0470	0,1010	-0,0180	-0,5941	0,4020	0,6506	-0,0910	-0,0621
8	8,15	-0,6493	-0,1477	-0,0086	0,4384	-0,0777	0,2098	0,0243	-0,0991	-0,0063	0,0108	-0,2592
9	4,62	-0,2051	-0,0300	0,0619	0,3304	-0,3204	0,4030	0,0867	-0,0491	0,0769	-0,2105	0,3895
10	2,08	-0,3295	0,1477	0,5759	-0,4263	0,0493	-0,0549	0,0598	-0,5030	0,2885	0,0805	0,0138
11	1,82	-0,3385	0,1976	0,4042	-0,2003	0,0091	-0,0214	-0,0281	0,6306	-0,4833	-0,0635	0,0745
12	0,52	0,2074	-0,8723	0,4326	-0,0035	-0,0263	0,0125	-0,0013	0,0673	-0,0535	-0,0060	-0,0076

Die Streuungen der Hauptkomponenten (HK) entsprechen den Eigenwerten der Kovarianzmatrix des Layerstack. Näherungsweise entspricht nämlich der Anteil der Streuung auch dem Anteil der Informationen, die in dem jeweiligen Bild einer HK enthalten sind. Die HK-en sind nach Informationsgehalt geordnet. Zum Beispiel: In HK1 von Layerstack 1 sind 64% der ursprünglichen Informationen enthalten, in HK2 noch 29 % und in restlichen Hauptkomponenten nur noch 7 %. Die Konzentrierung der Informationen ist aber abhängig von der ursprünglichen Korrelation in Layerstack. HK1 repräsentiert die maximale Korrelation der Bilder der zwei Zeitschnitte. Somit werden in HK1 die nicht veränderten Pixel dargestellt. Ab HK2 geben eine Maß der Veränderungsintensität an.

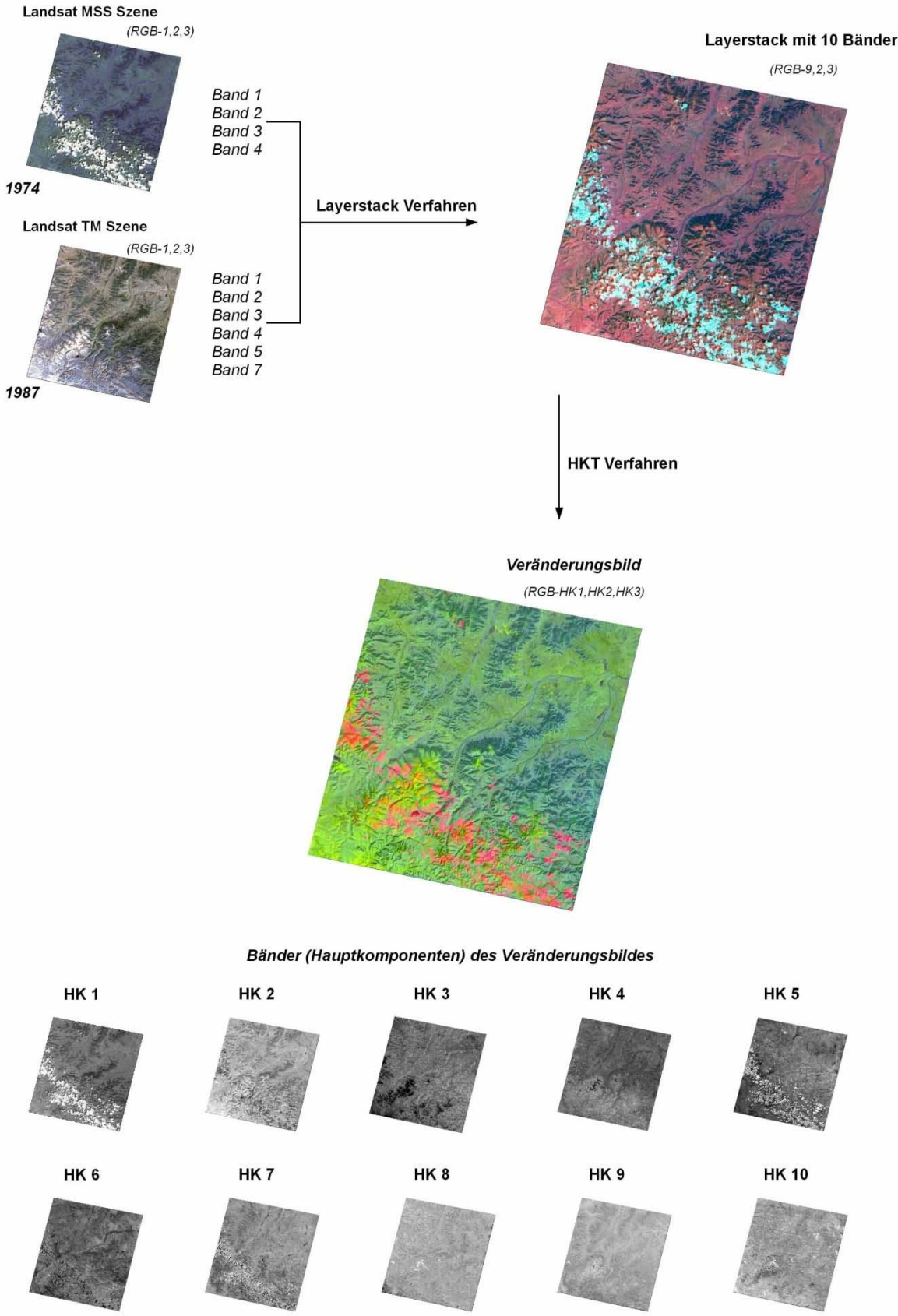


Abbildung 23: Arbeitslauf zur Erstellung eines Veränderungsbildes(1974-1987) durch HKT Verknüpfung von Landsat MSS und TM Szenen

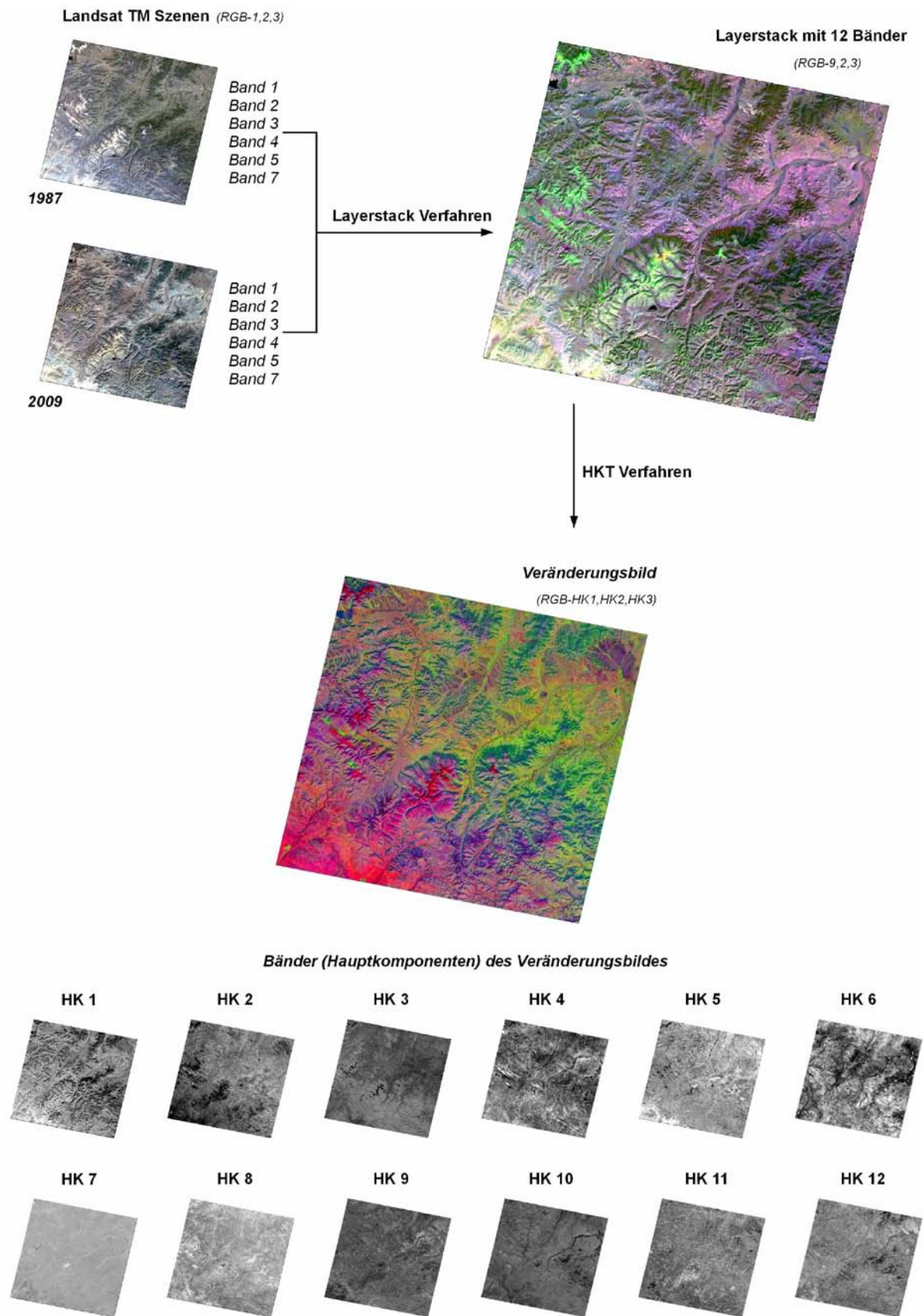


Abbildung 24: Arbeitslauf zur Erstellung eines Veränderungsbildes(1987-2009) durch HKT Verknüpfung von bitemporalen Landsat TM Szenen

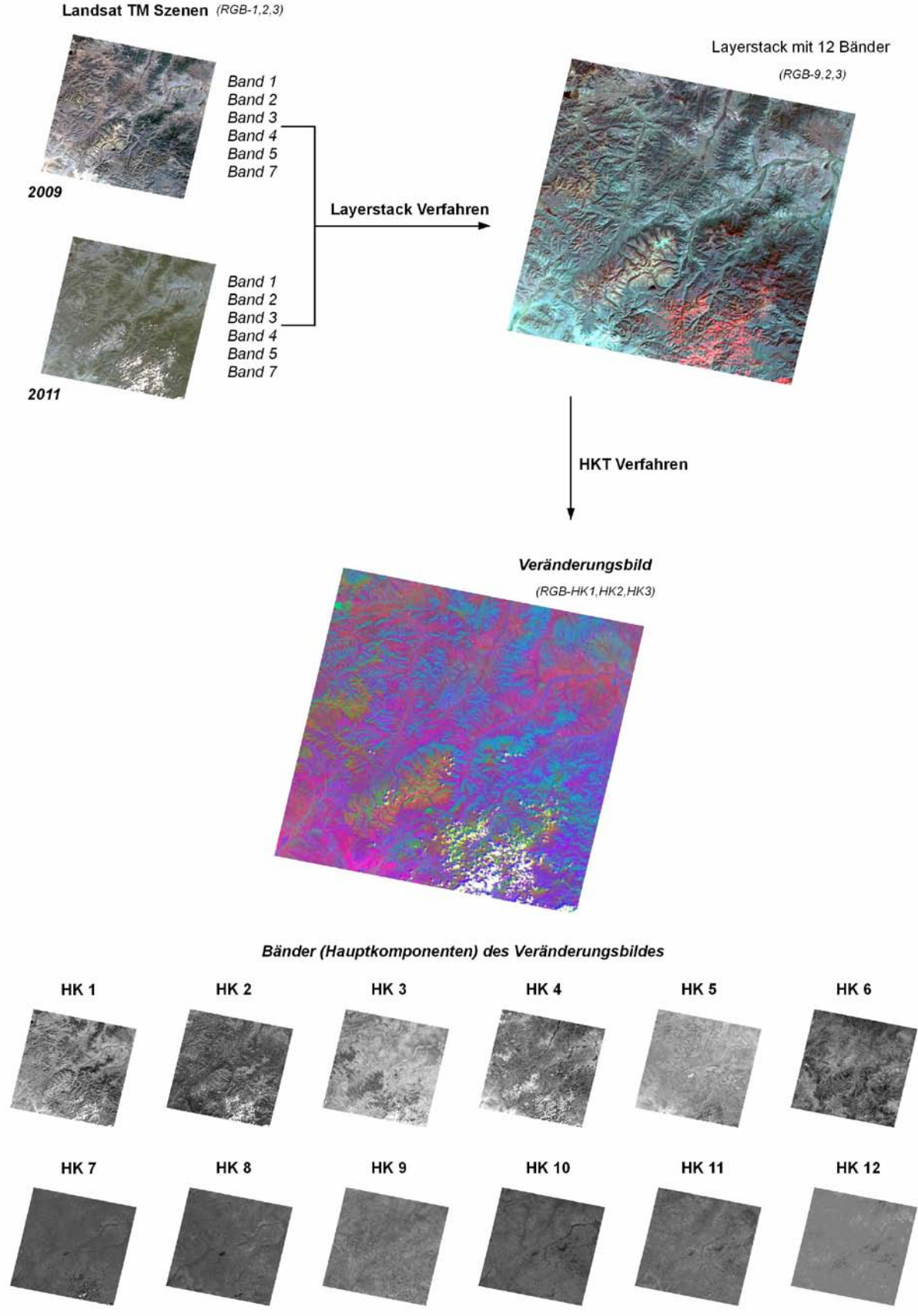


Abbildung 25: Arbeitslauf zur Erstellung eines Veränderungsbildes(2009-2011) durch HKT Verknüpfung von bitemporalen Landsat TM Szenen

5.3.2 Überwachte Klassifizierung der Veränderungsbilder

Die durch Hauptkomponenten Transformation (HKT) Verknüpfung generierten 3 Veränderungsbildern wurden mittels überwachter Klassifizierung nach ML Verfahren in Erdas Imagine klassifiziert, um die zeitliche Ab- und Zunahme der Waldflächen im Untersuchungsgebiet zu ermitteln.

5.3.2.1 Die Visualisierung des Veränderungsbildes und Referenzflächen

Bei der überwachten Klassifizierung müssen, wie schon erwähnt, vor der eigentlichen Berechnung die Referenzflächen und Klassen für Waldveränderungen festgelegt werden.

Die Referenzflächen für Bildklassifikation wurden aus dem besten visualisierten Veränderungsbild gewonnen. Zusätzliche Referenzflächen wurden mittels den visuellen Vergleich von Szenen der zwei Zeitschnitte am Bildschirm sowie anhand von terrestrischen Daten ausgewählt.

Die Veränderungen an Waldflächen im Veränderungsbild können mittels unterschiedlichen Bandkombinationen in den RGB-Belegungen von HK-en des Veränderungsbildes visualisiert werden. In der gewählten Bandkombination erscheinen die Waldflächenveränderungen in bestimmten Farbtönen und lassen sich somit gut von den anderen Flächen abgrenzen.

Hohe Korrelationen charakterisieren Bildregionen ohne zeitliche Veränderungen, sehr geringe Korrelationen sind hingegen typisch für Bildregionen mit starken Veränderungen (RICHARDS, 1999).

Da HK1 des Veränderungsbildes die maximale Korrelation(Eigenwert) der Landsat-Szenen der zwei Zeitschnitte repräsentiert, enthält es die nicht veränderten Pixel. Die HK-e mit geringen Eigenwerte werden dann auf Veränderungsinformationen überprüft.

Die Auswahl der HK des Veränderungsbildes, welche am besten die spektralen Unterschiede der Waldflächenveränderung erkennen lässt, entscheidend für die Klassifikation des Veränderungsbildes(Abb.26 - 33). Die ausgewählten Referenzflächen wurden dann zufällig in 2 Gruppen zusammengefasst. Die erste Gruppe wurde zur Klassifizierung die zweite zur Verifizierung der Klassifikation herangezogen. Tabelle 15 zeigt die Anzahl der ausgewählten Referenzflächen je Klassen.

Tabelle 15: Anzahl der Referenzflächen zur Waldveränderungen

	<i>Veränderungsbild (1974-1987)</i>	<i>Veränderungsbild (1987-2009)</i>		<i>Veränderungsbild (2009-2011)</i>
<i>Klassen</i>	<i>Waldstörung</i>	<i>Waldstörung</i>	<i>Waldzuwachs</i>	<i>Waldzuwachs</i>
<i>Anzahl der Referenzflächen</i>	32	327	98	41

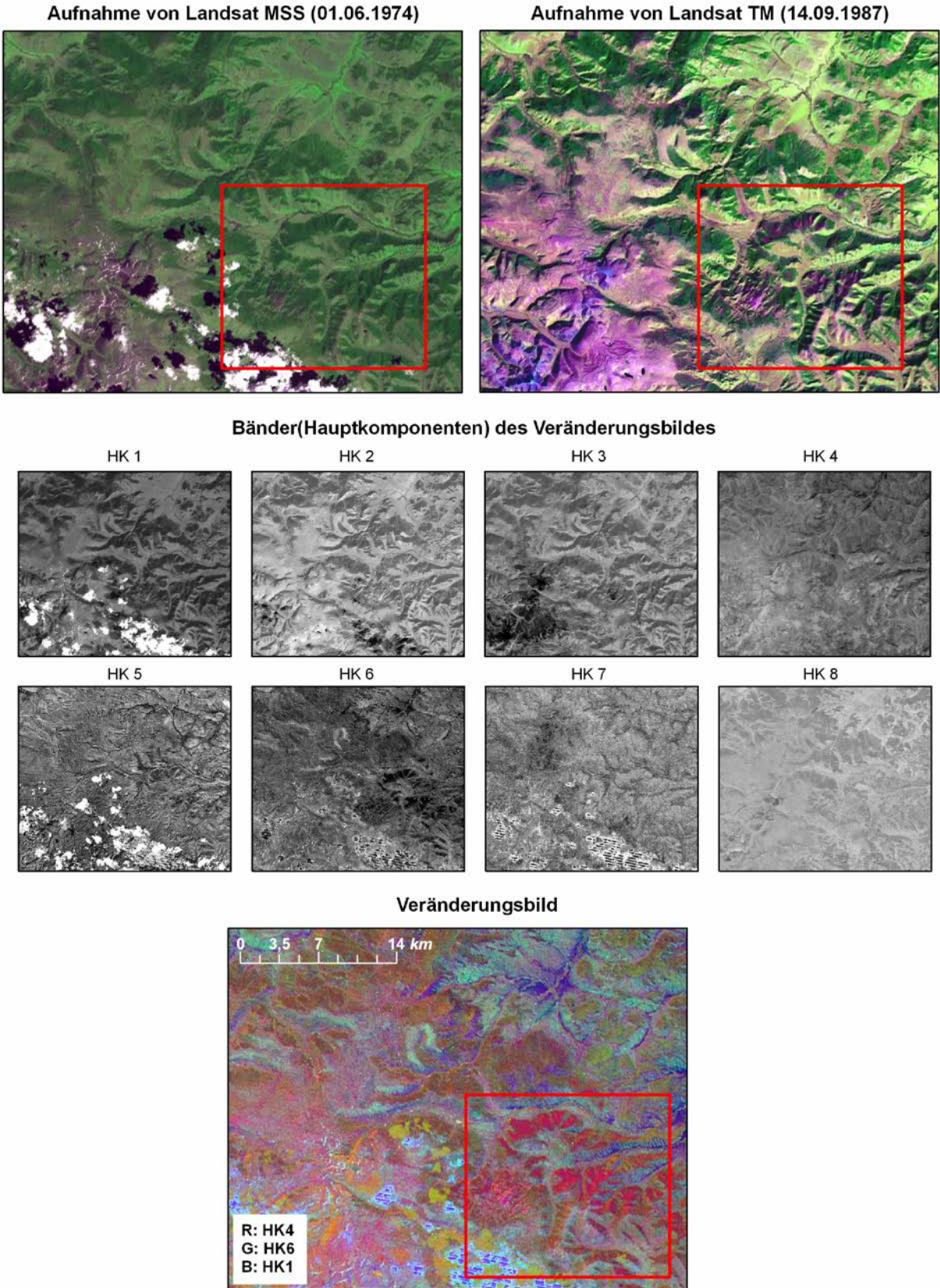


Abbildung 26: Visualisierung des Veränderungsbildes(1974-1987) zur Erkennung der abgenommenen Waldflächen.

In Bandkombination von RGB-HK4, HK6, HK1 erscheinen die abgenommenen Waldflächen als rote Fläche.

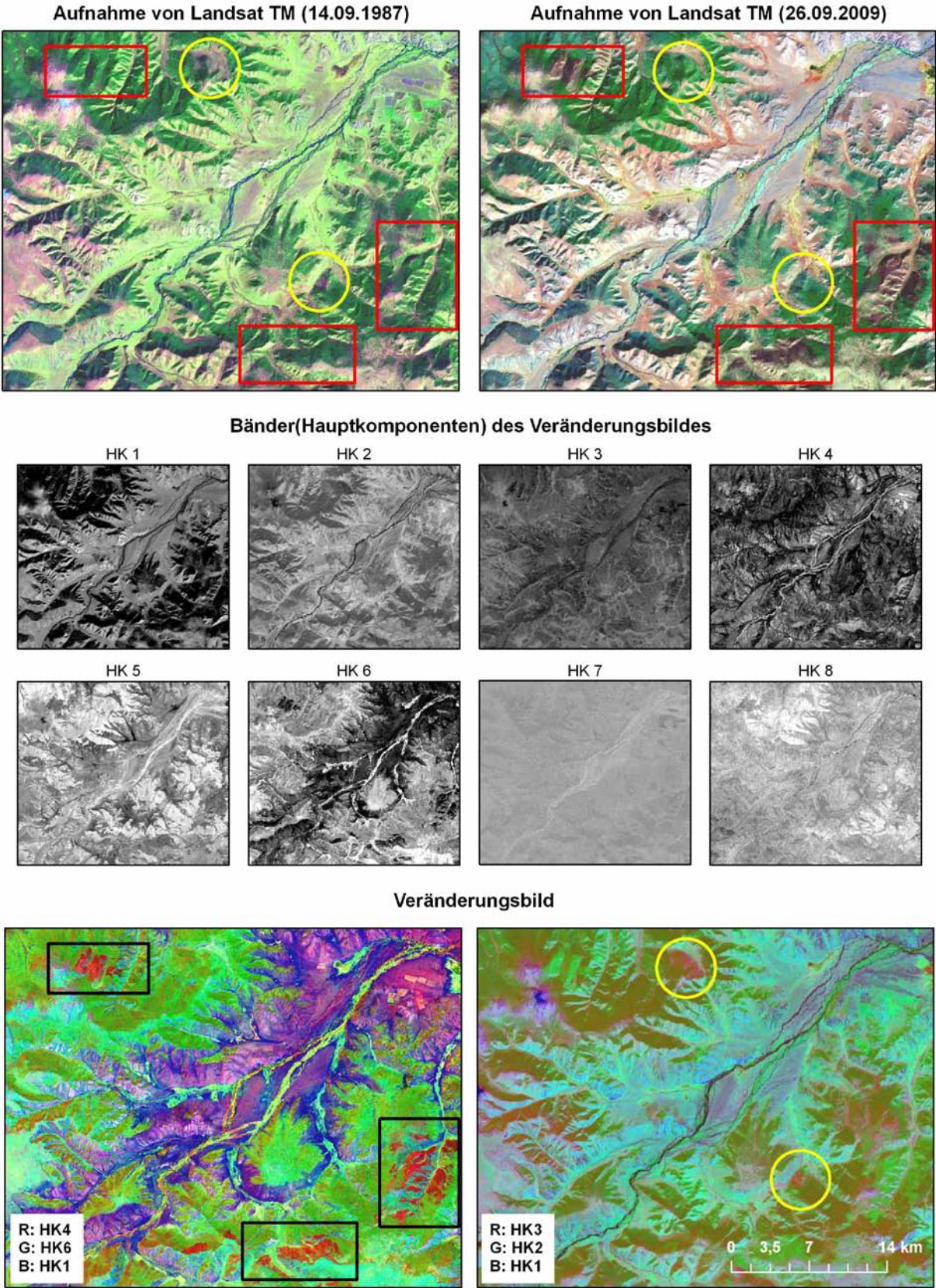


Abbildung 27: Visualisierung des Veränderungsbildes(1987-2009) zur Erkennung der veränderten Waldflächen.

In Bandkombination von RGB-HK4, HK6, HK1 erscheinen die abgenommenen Waldflächen als rote Fläche.

In Bandkombination von RGB-HK3, HK2, HK1 erscheinen die zugenommenen Waldflächen als hellrote Fläche.

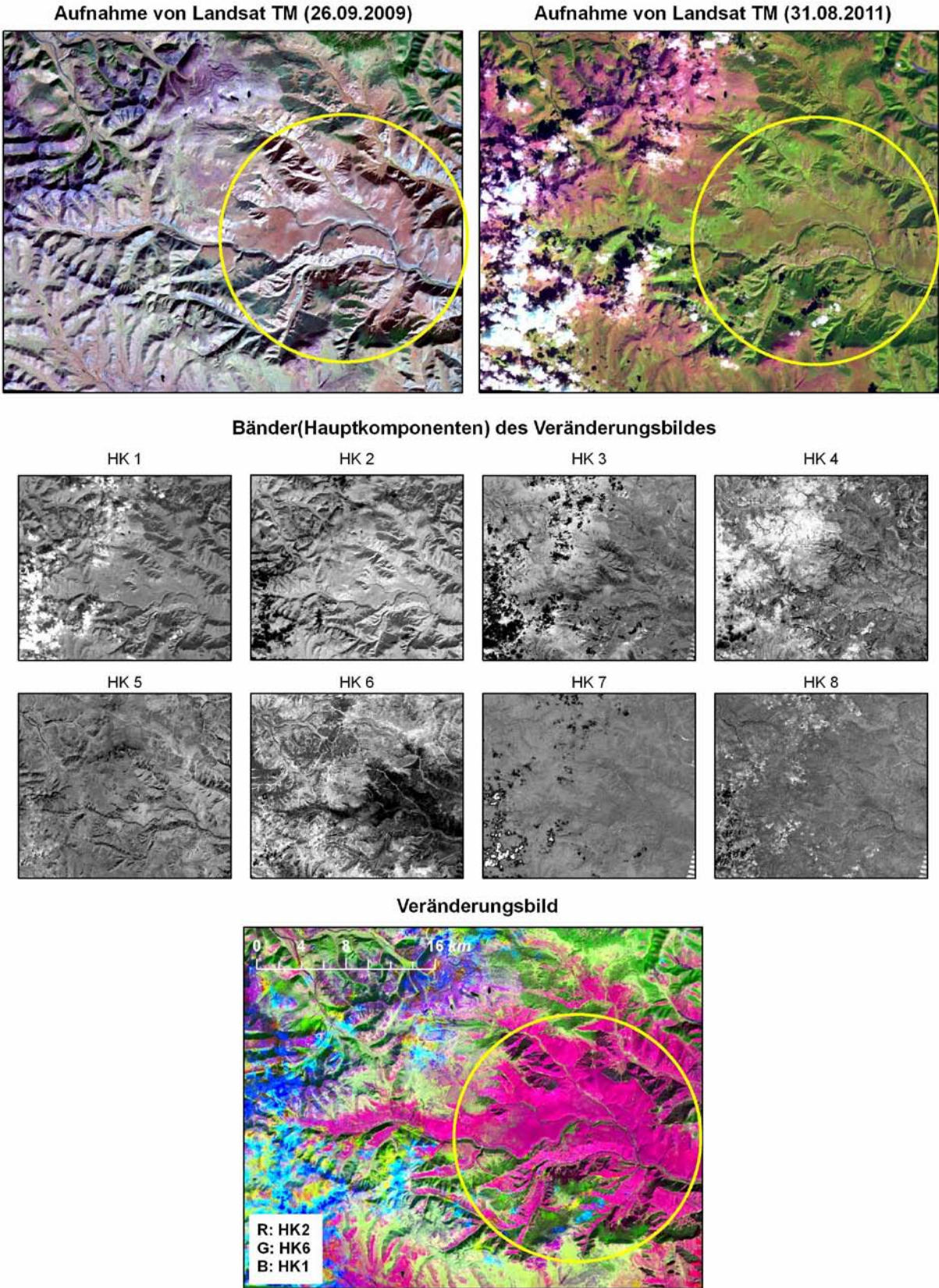
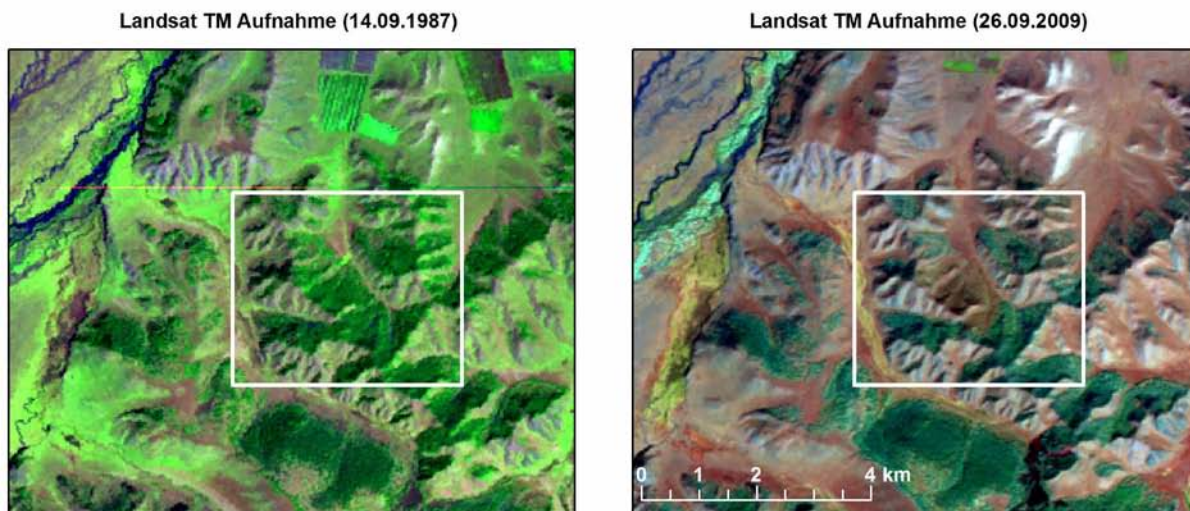


Abbildung 28: Visualisierung des Veränderungsbildes(2009-2011) zur Erkennung der zugenommenen Waldflächen.

In Bandkombination von RGB-HK2, HK6, HK1 erscheinen die zugenommenen Waldflächen als rote Fläche.

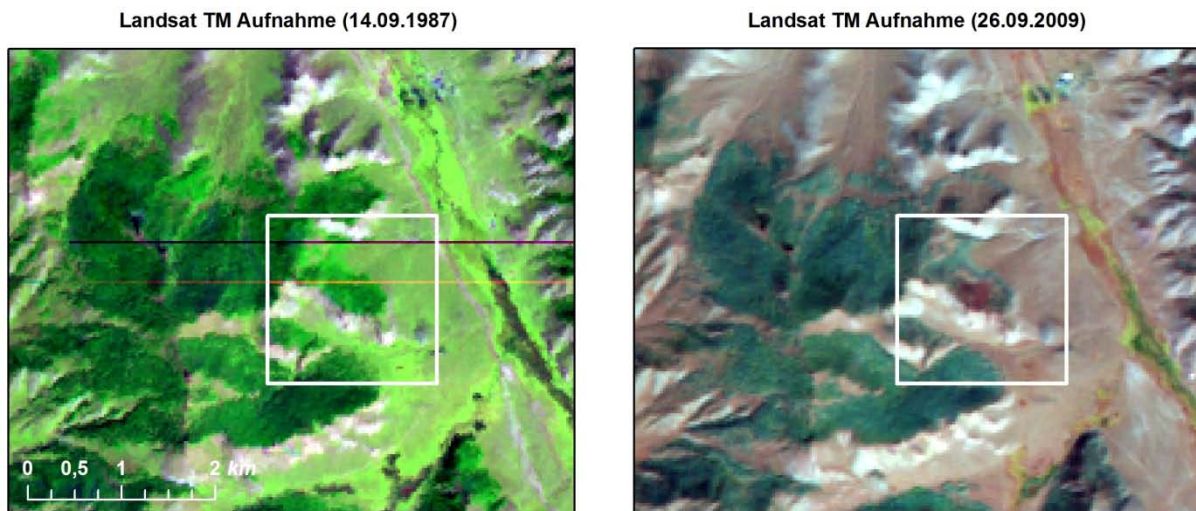


Photoaufnahme im August 2010

Koordinaten
47 T 0682582
UTM 5248097



Abbildung 29: Feldaufnahme zur Festlegung der zusätzlichen Referenzflächen.
Verbrannter *Larix sibirica*-Bestand. (Photos: Erdenebat 2010)



Feldaufnahme im August 2010

Koordinaten
47 T 0688993 (E)
UTM 5277984 (N)

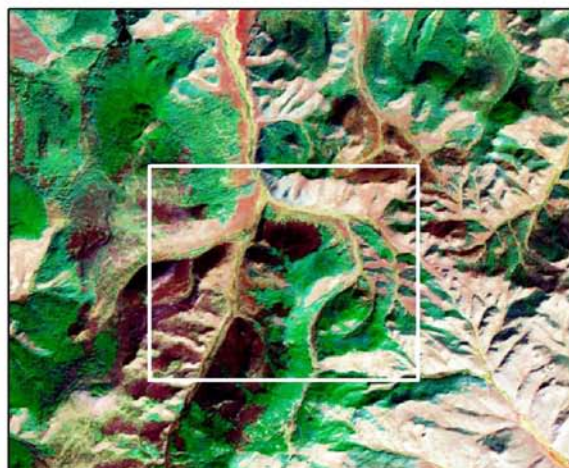


Abbildung 30: Feldaufnahme zur Festlegung der zusätzlichen Referenzflächen.
Verbrannte *Larix sibirica*-*Betula plathyphylla* Wälder. (Photos: Erdenebat 2010)

Landsat TM Aufnahme (14.09.1987)



Landsat TM Aufnahme (26.09.2009)

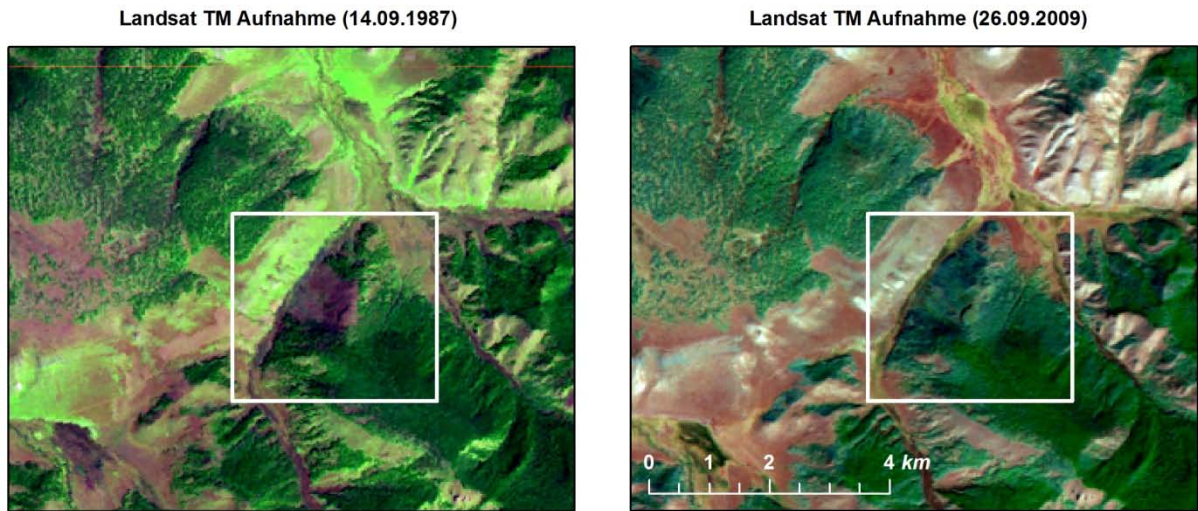


Photoaufnahme im August 2010

Koordinaten
47 T 0688518
UTM 5238981



Abbildung 31: Feldaufnahme zur Festlegung der zusätzlichen Referenzflächen.
Verbrannte *Larix sibirica*-*Pinus sibirica* Wälder. (Photos: Erdenebat 2010)



Feldaufnahme im Juni 2011

Koordinaten
47 T 0676607 (E)
UTM 5236059 (N)



Abbildung 32: Feldaufnahme zur Festlegung der zusätzlichen Referenzflächen.
Natürliche Verjüngung durch *Larix sibirica*. (Photos unter starkem Gewitter: Erdenebat 2011)

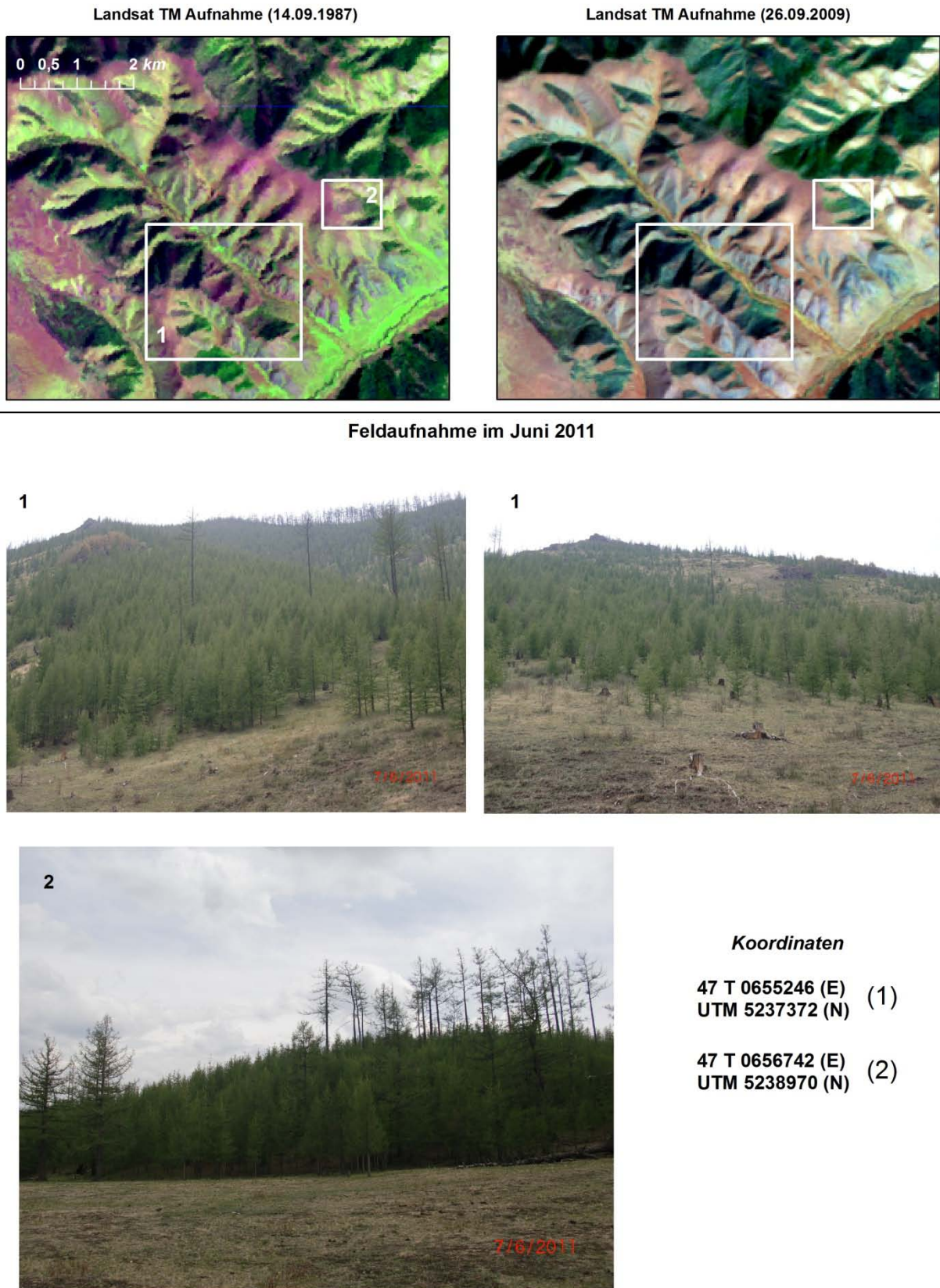


Abbildung 33: Feldaufnahme zur Festlegung der zusätzlichen Referenzflächen.
 Natürliche Verjüngung durch *Larix sibirica*. (Photos: Erdenebat 2011)

5.3.2.2 Die Klassifizierung der Veränderungsbilder und Genauigkeitsanalyse

Nach der Festlegung der Referenzflächen wurden die 3 Veränderungsbilder durch die pixelbasierte überwachte Methode nach *Maximum Likelihood Verfahren* in Erdas Imagine klassifiziert.

In den folgenden Abbildungen stellen die Ergebnisse der Klassifizierungen dar. Die grünen und roten Flächen im Bild lassen die zwischen den Jahren geschehenen Waldveränderungen erkennen.

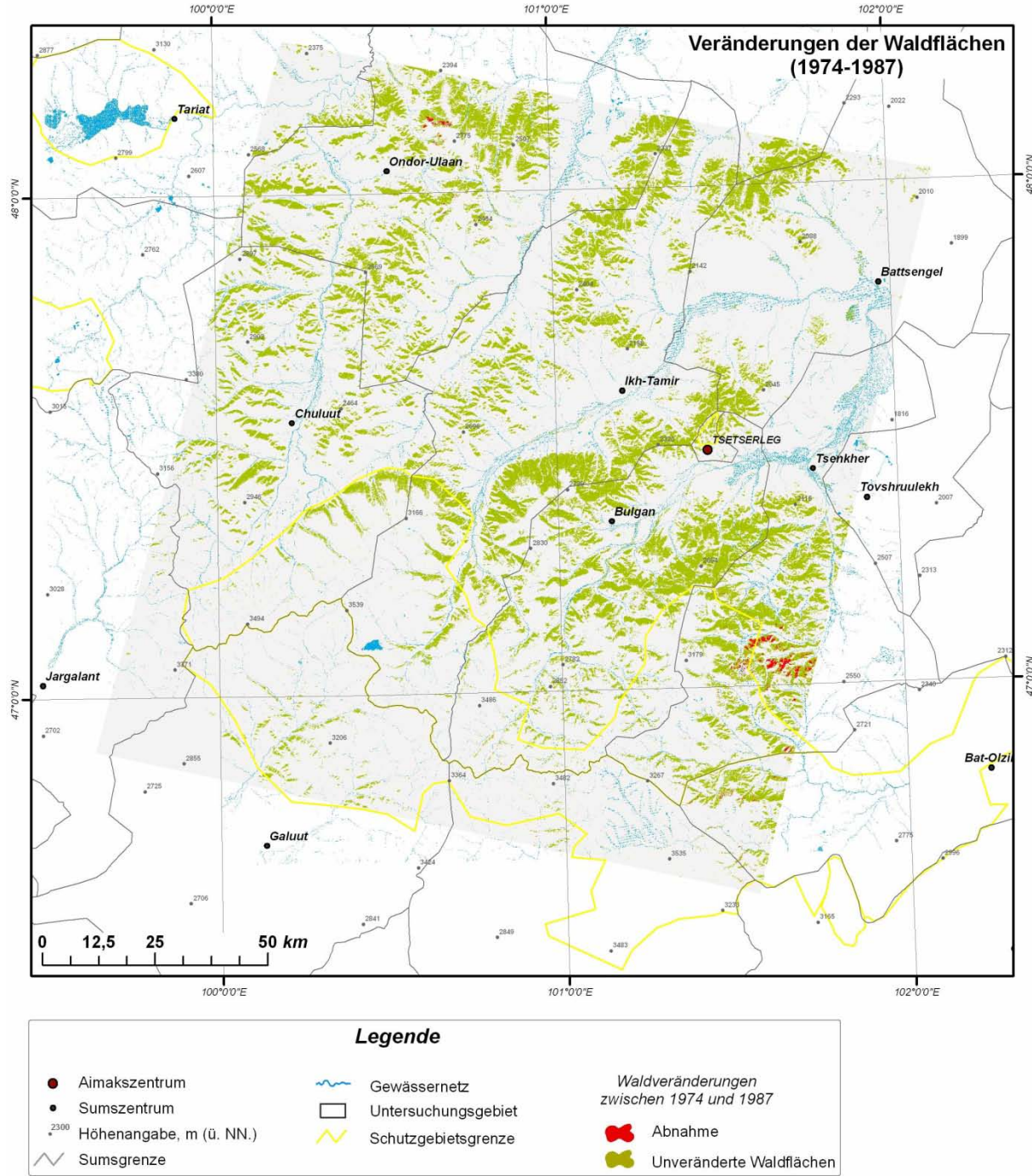


Abbildung 34: Verteilung der Veränderungen von Waldflächen zwischen 1974 und 1987

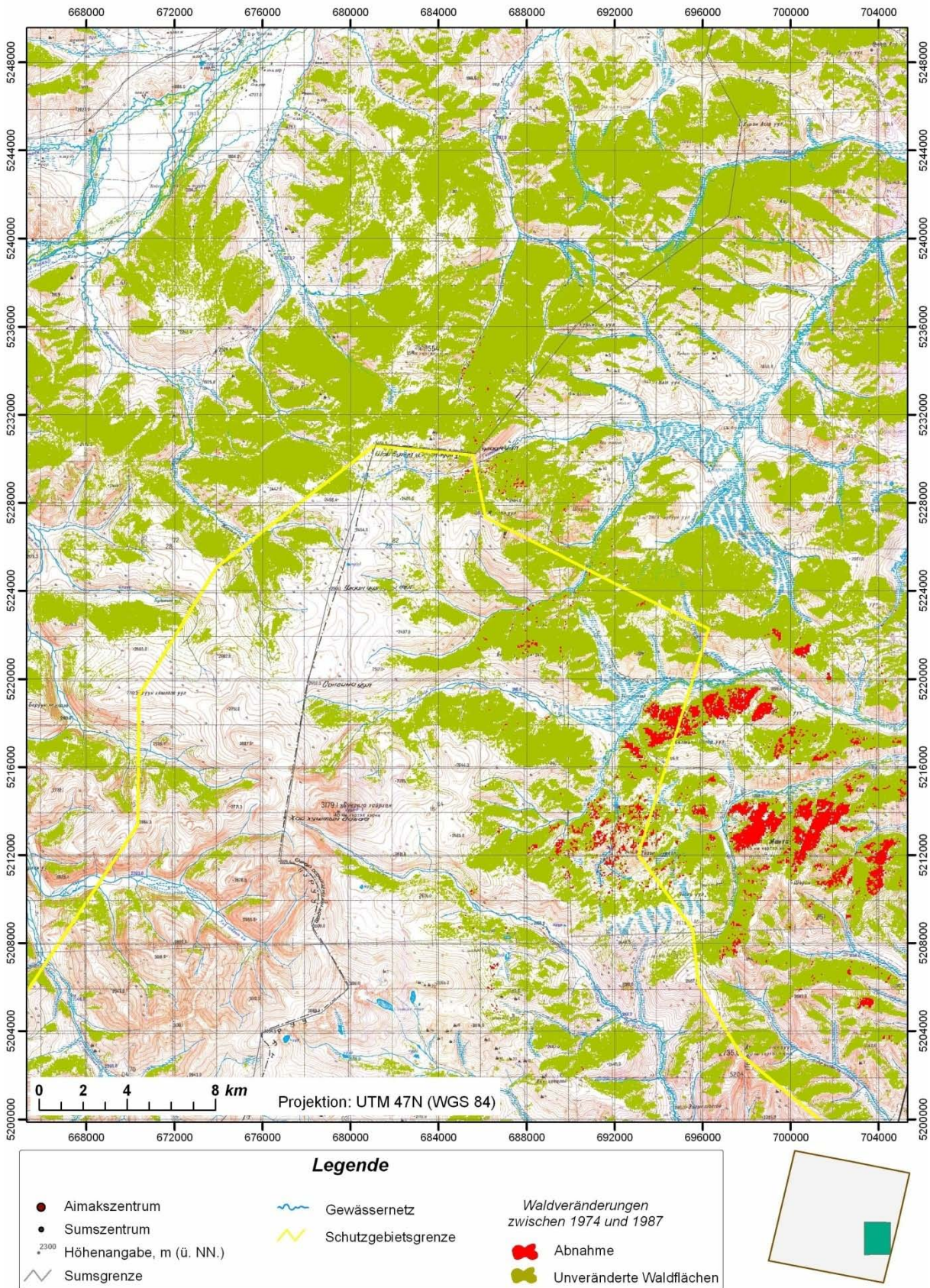


Abbildung 35: Verteilung der Veränderungen von Waldflächen zwischen 1974 und 1987 (Ausschnitt)
Hintergrund: topographische Karte (1:100 000)

Der Kappa Koeffizient für die Genauigkeit der Maximum Likelihood Klassifikation des Veränderungsbildes (1974-1987) beträgt 0,93. Die Overall Accuracy liegt bei 92,53 %.

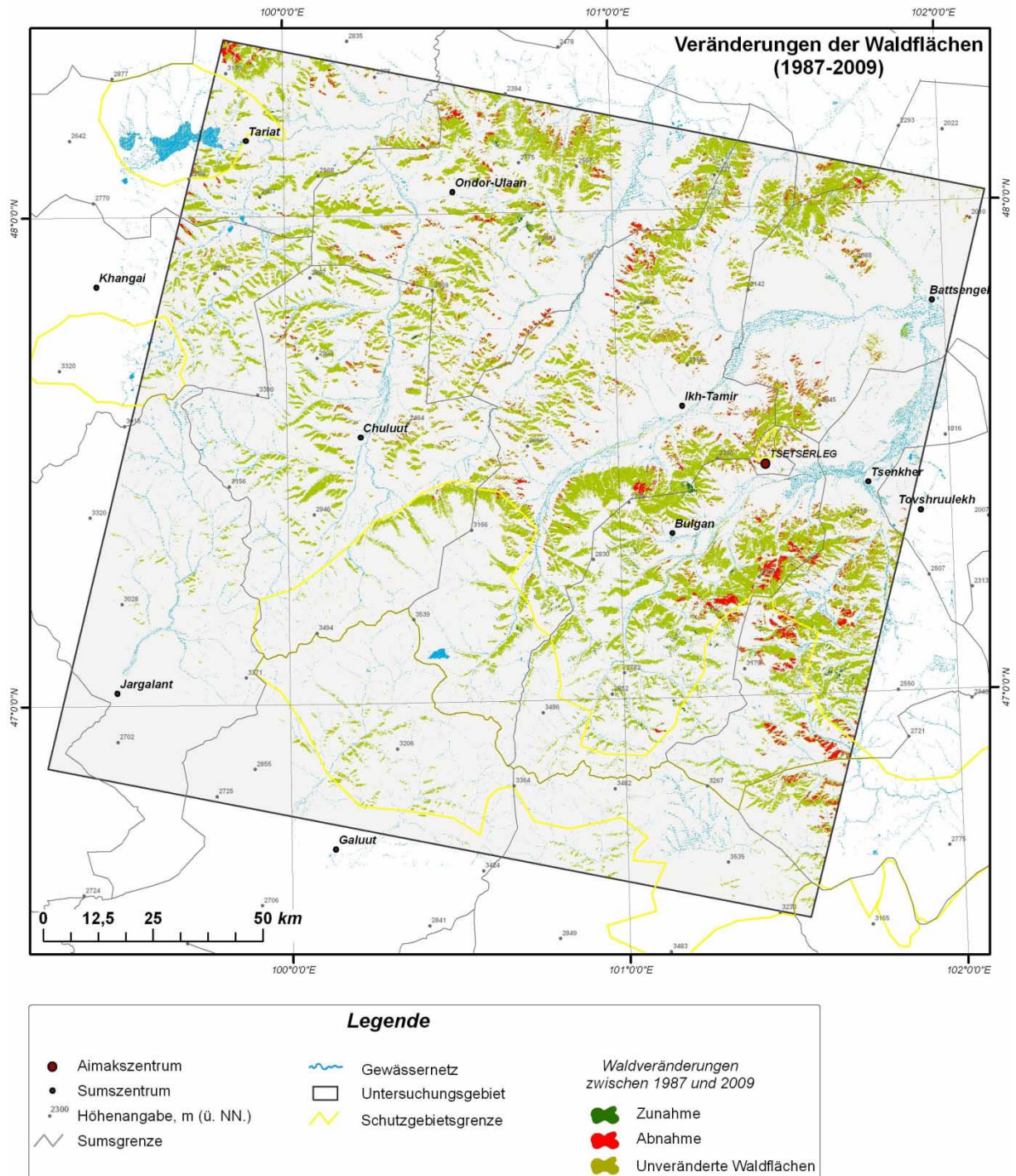


Abbildung 36: Verteilung der Veränderungen von Waldflächen zwischen 1987 und 2009

Der Kappa Koeffizient für die Genauigkeit der Maximum Likelihood Klassifikation des Veränderungsbildes(1987-2009) beträgt 0,87. Die Overall Accuracy liegt bei 90,3 %.

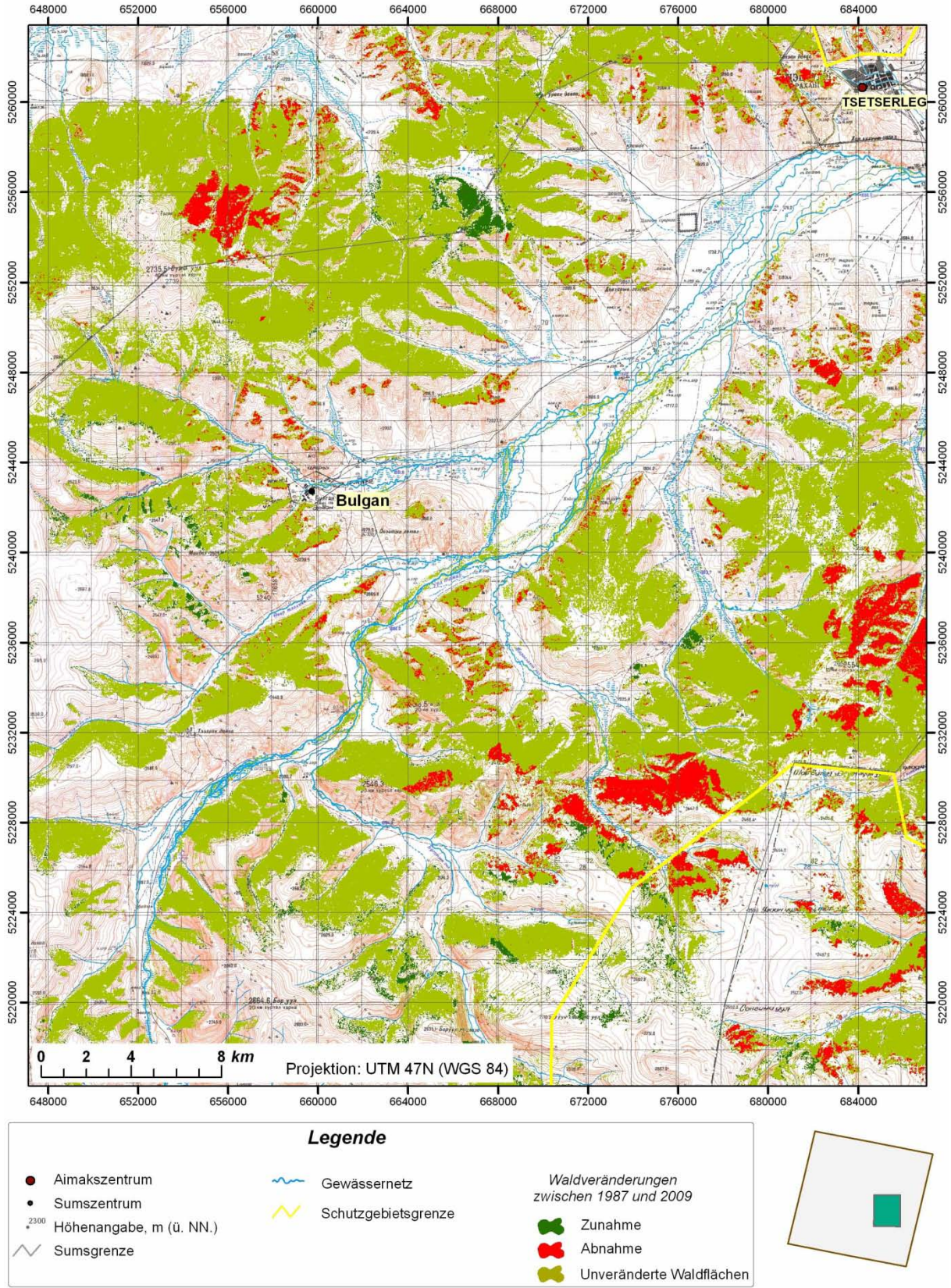


Abbildung 37: Verteilung der Veränderungen von Waldflächen zwischen 1987 und 2009 (Ausschnitt)
Hintergrund: topographische Karte (1:100 000)

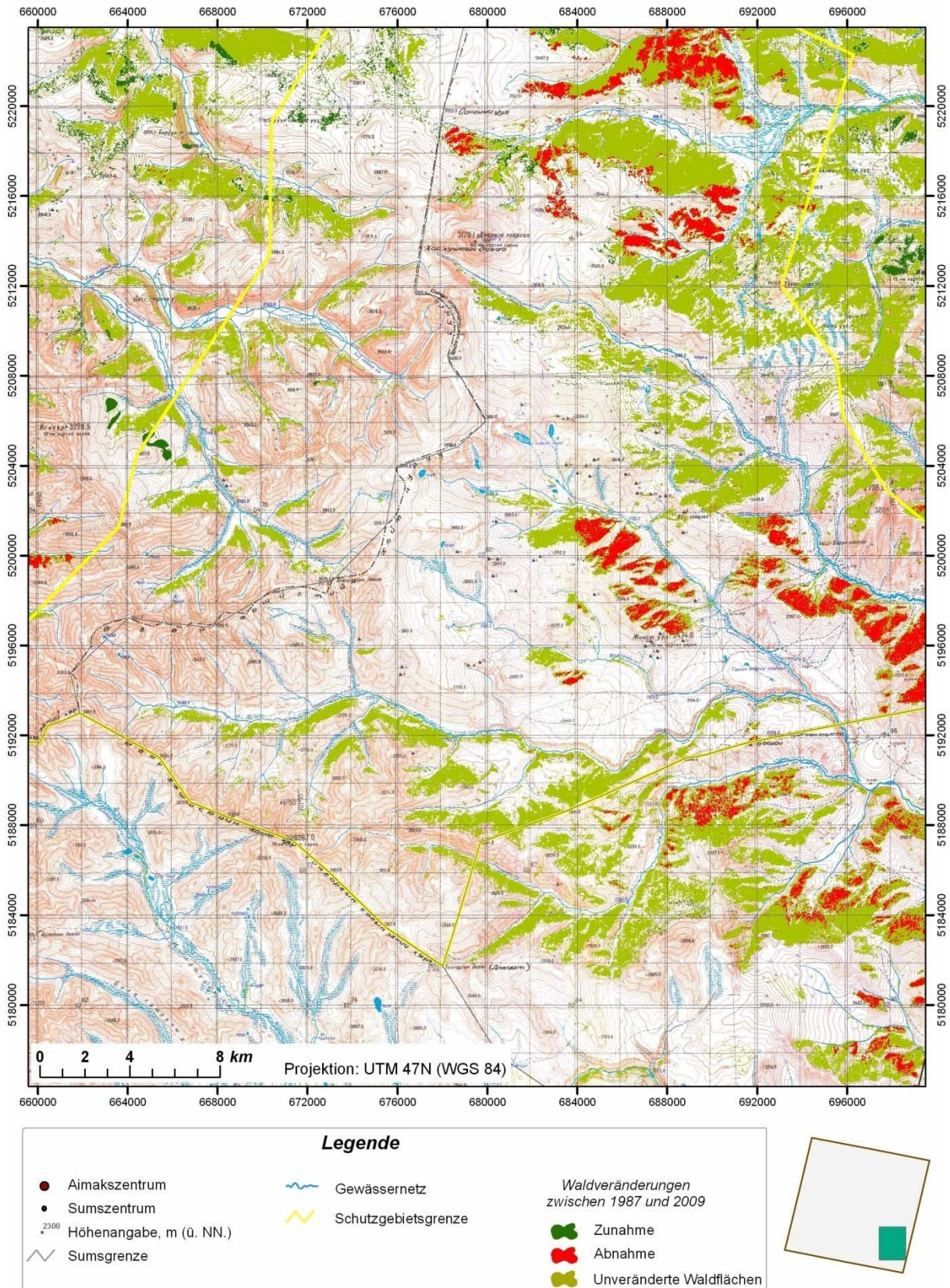


Abbildung 38: Verteilung der Veränderungen von Waldflächen zwischen 1987 und 2009 (Ausschnitt)
Hintergrund: topographische Karte (1:100 000)

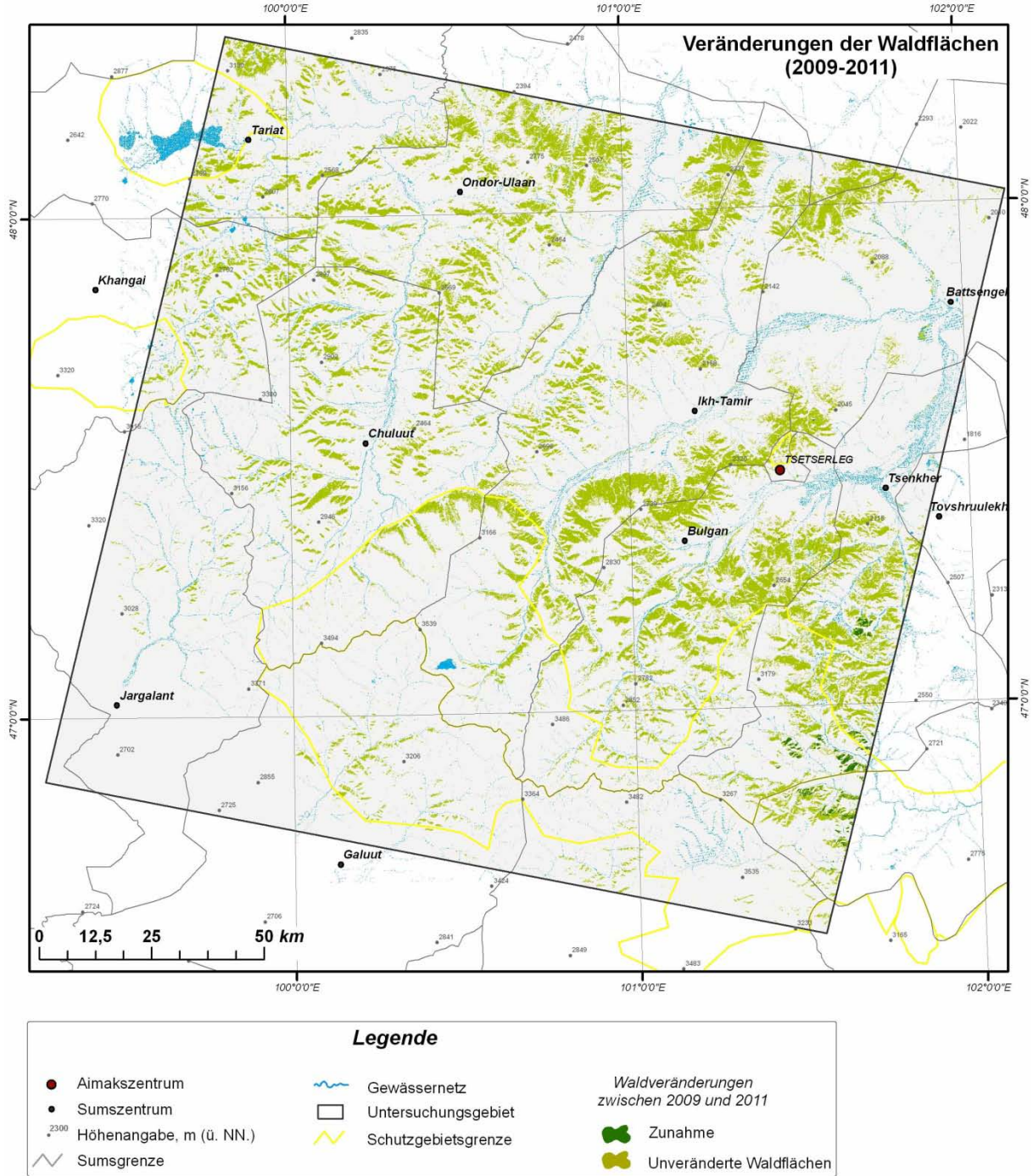


Abbildung 39: Verteilung der Veränderungen von Waldflächen zwischen 2009 und 2011

Der Kappa Koeffizient für die Genauigkeit der Maximum Likelihood Klassifikation des Veränderungsbildes(2009-2011) beträgt 0,93. Die Overall Accuracy liegt bei 95,52 %.

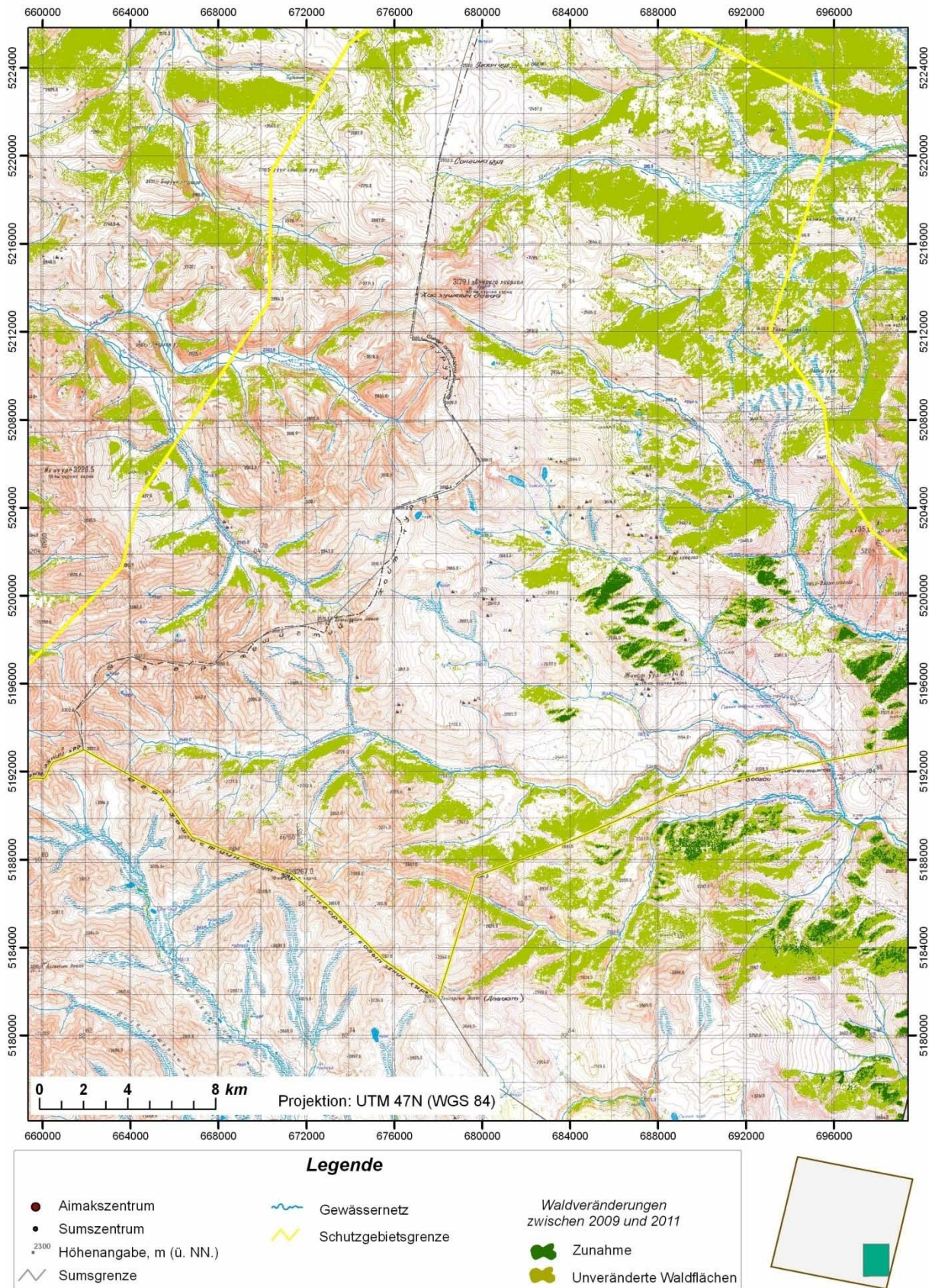


Abbildung 40: Verteilung der Veränderungen von Waldflächen zwischen 2009 und 2011 (Ausschnitt)
Hintergrund: topographische Karte (1:100 000)

5.3.2.3 Entwicklung des Waldbestandes im Untersuchungsgebiet zwischen 1974 und 2011

Mittels ArcGIS 9.3 wurden die vorliegenden Ergebnisse der Klassifikationen der Veränderungsbilder in Polygon-Shapes umgewandelt und anschließend die Flächengrößen berechnet.

Aus den Klassifikationsergebnissen wurde die Waldflächenentwicklung zwischen 1974 - 2001 im Untersuchungsgebiet vorgestellt und diese in Tabelle 16 dargestellt.

Tabelle 16: Zustand der Waldflächen des Untersuchungsgebiets im Zeitraum 1974 - 2011

Jahr	1974	1987	2009	2011
Waldfläche, ha	403256	400227	369852	373391

Tabelle 17 zeigt den berechneten Flächenanteil von Waldveränderungen.

Tabelle 17: Veränderungen der Waldflächen des Untersuchungsgebiet im Zeitraum 1974 - 2011

Periode	1974-1987	1987-2009	2009-2011	1974-2011
Zunahme, ha	-	7266	3539	10805
Abnahme, ha	3029	37641	-	40670
Veränderungen der Waldflächen, %	-0,75	-7,6	+0,95	-7,4

Anhand der Ergebnisse der Veränderungserkennung der Waldflächen kann die Entwicklung des Waldbestandes im Untersuchungsgebiet folgendermaßen interpretiert werden.

Noch im Jahr 1974 waren ca. 403000 ha d.h. 13,5% des Untersuchungsgebietes vom Wald bedeckt. 38 Jahre später wurden im Jahr 2011 ca. 373391 ha Wald für das gleiche Gebiet dokumentiert, was ein Rückgang des Waldbestandes um 7,4% bedeutet. Somit verringert sich der Waldanteil von 13,5% auf 12,5% im Untersuchungsgebiet.

Als Hauptursachen des Waldverlustes im Gebiet sind hierfür hauptsächlich Waldbrände und unkontrollierter illegaler Holzeinschlag zu sehen.

Anhand der Flächengröße und Waldrandlage lassen sich Waldbrandflächen von Holzeinschlägen mit höher Wahrscheinlichkeit unterscheiden (Abb. 41).

Eine Trennung der abgeholzten Fläche von den Waldbrände erfolgte durch die logische Verknüpfung mit der Flächengröße der zerstörten Waldflächen im Untersuchungsgebiet, wobei die zerstörten Waldflächen mit einer Größe von (> 10 ha) als verbrannte Fläche und die Fläche mit einer Größe von (<10 ha) als abgeholzte Flächen bezeichnet wurden.

Nach Angaben dieser Betrachtung beziffert der Waldverlust durch Brände zwischen 1974-2011 auf ca. 19420 ha, d.h. 65% von gesamten zerstörten Waldflächen. Somit sind die Waldbrände als Hauptursache des Waldverlustes im Gebiet zu sehen.



Abbildung 41: Vergleich von Abholzungen mit den Waldbrände in Bezug auf Flächengröße.

Oben: Abgeholzte Fläche (Feldaufnahme im 06.2011), Unten: Waldbrände (Feldaufnahme im Juli 2012)

In den Abbildungen 42 und 43 wurde die Entwicklung des Waldbestandes in den letzten 38 Jahren im Untersuchungsgebiet visualisiert, wobei die durch Brände und Abholzung zerstörten Wälder getrennt angezeigt wurden.

Über die generelle Aussage hinaus sollen die unterschiedlichen Intervalle näher betrachtet werden.

Da das Veränderungsbild (1974-1987) aus den Landsat MSS und TM Daten erstellt wurde, ist dessen räumliche Auflösung schwächer als andere Veränderungsbildern, d.h. im Vergleich zu restlichen 2 Bildern sind nur größer Waldflächenveränderungen darauf erkennbar.

Augenfällig ist aber, dass es in diesen 13 Jahren durch Waldbrände nur zu einem Waldverlust von 3029 ha, d.h. 0,75% im Untersuchungsgebiet kam (Abb. 34 und 35).

Grund hierfür erscheint, dass die Kontrolle über den Holzeinschlag bei der zentralorganisatorische staatliche Forstverwaltung der mongolischen Volksrepublik lag und der technische-gesellschaftliche Rückstand während des Sozialismus passiv die Waldressourcen des Gebiets schützte.

Im Zeitraum 1987-2009 weist die Waldfläche eine Zunahme von ca.7266 ha auf. Der Verlust beziffert sich in diesem Zeitraum auf 37641 ha. Somit kam es in diesen Jahren zu einen absoluten Waldflächenverlust von 30375 ha (Abb. 36-38).

Seit dem Übergang zur freien Marktwirtschaft im Jahr 1990 ist in der Mongolei eine anhaltende und angespannte Wirtschafts- und Haushaltsslage kennzeichnend. Transformationsbedingte Einkommensverluste der Bevölkerung führen zu einer Zunahme des anthropogenen Drucks auf die Waldressourcen.

Der Holzeinschlag erfolgt derzeit durch Firmen, die vom Staat eine Konzession erhalten haben oder durch illegales Abholzen der Einwohner, die es als Bau- oder Feuerholz benötigen.

Im Zeitraum 2009-2011 findet eine Zunahme an Waldflächen des Untersuchungsgebiets statt. In dieser Beobachtungsperiode hat die Waldfläche in um ca. 3539 ha (0,95 %) zugenommen (Abb. 39 und 40).

Die Zunahme entstand nicht durch Wiederaufforstungsmassnahmen, sondern durch natürliche Regeneration von Waldfläche, die durch Brände in der Periode 1987-2009 zerstört wurden (Abb. 38 und 40).

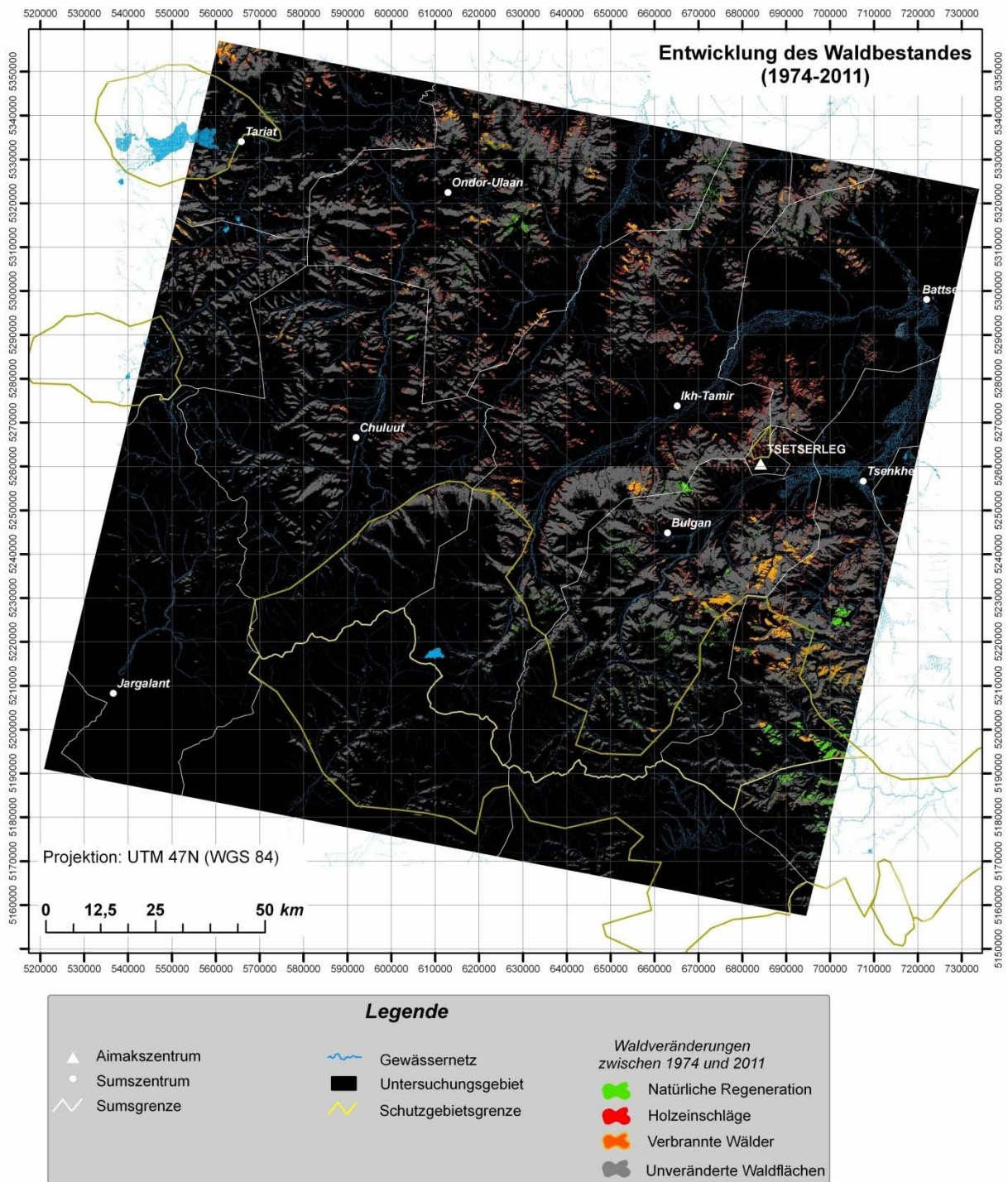


Abbildung 42: Entwicklung des Waldbestandes zwischen 1974 und 2011

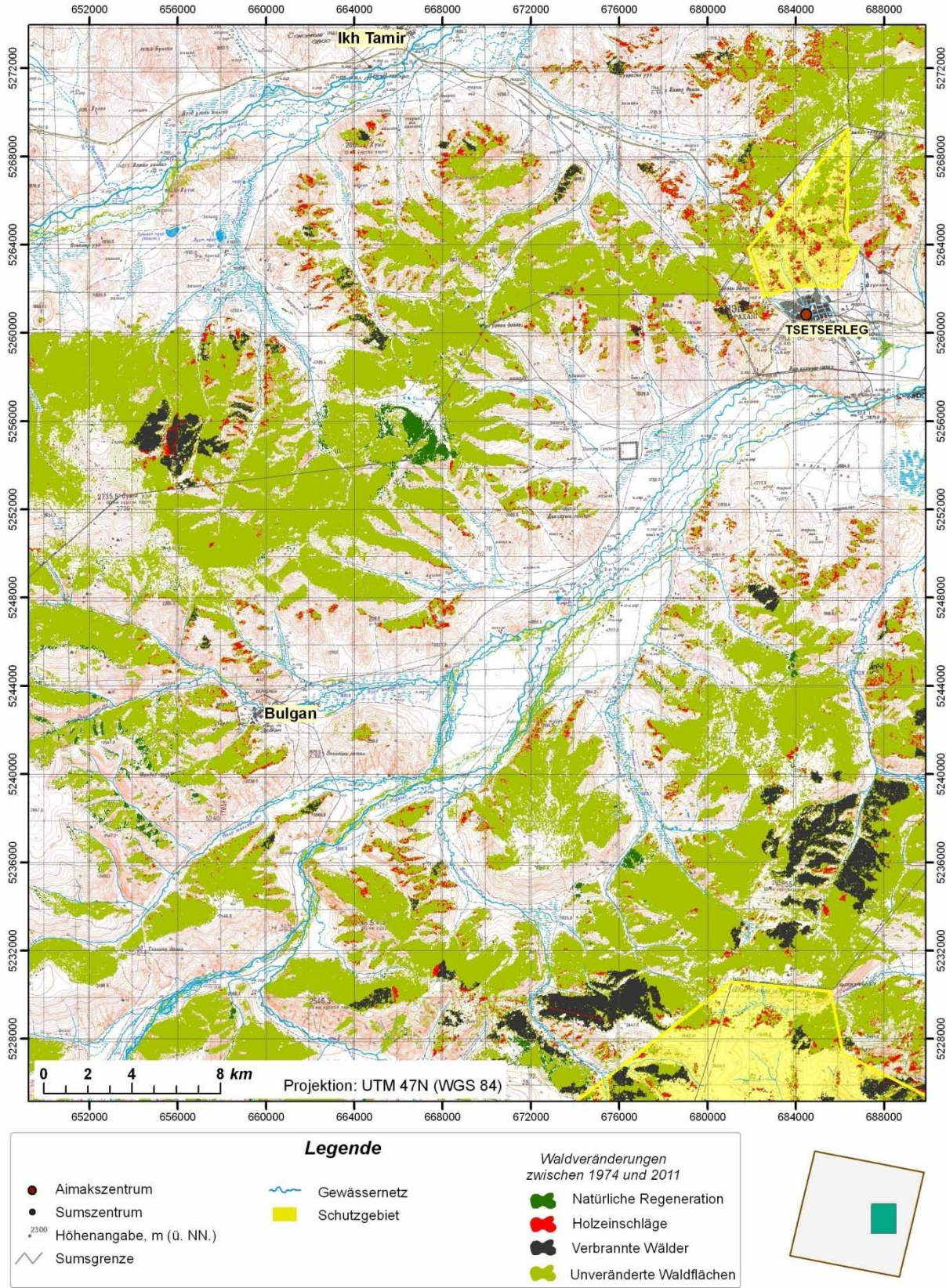


Abbildung 43: Entwicklung des Waldbestandes zwischen 1974 und 2011 (Ausschnitt)

Hintergrund: topographische Karte (1:100 000)

5.4 Beispiele von praktischer Anwendung von GIS und FE bei der Forstbewirtschaftung

GIS und Fernerkundungsmethoden können für die Analyse der Verteilungsmuster von Waldflächen hinsichtlich des Reliefs sinnvoll eingesetzt werden.

Ein Anwendungsschwerpunkt liegt in der kombinierten Nutzung von Aster Global Digital Elevation Model (Aster GDEM) Daten und Wald Masken, die aus multitemporalen Landsat Daten erstellt wurden. Mit ihnen ist die Visualisierung des Verbreitungsmusters von Waldflächen im Relief möglich. Neben der Visualisierung der räumlichen Verbreitungsmustern soll auch die Bedeutung von Reliefparametern zur Aussage des Aufforstungspotenzials untersucht werden.

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Auswertungen zur Korrelation zwischen der Waldverteilung und den primären topographischen Parametern Höhe, Exposition, Hangneigung sowie die Erfassung der potenziellen Aufforstungsflächen im Untersuchungsgebiet vorgestellt.

5.4.1 Integration von Höhendaten (Aster GDEM)

Durch das Relief wird die räumliche Verteilung der energetischen und stofflichen Potenziale und damit auch Richtung und Ausmaß der Wasserbewegung im Gelände als Reaktion eines Einzugsgebietes auf ein Niederschlagsereignis bestimmt (WYSS, 2007).

Neben den thermischen und hygrischen Bedingungen sind die Einstrahlungsverhältnisse in den verschiedenen Expositionen für die Bodenbildung und die bodengeographische Differenzierung innerhalb des Gebirges von großer Bedeutung (HAASE, 1963).

In dieser Arbeit wurden Höhendaten von Aster GDEM zur Untersuchung von Reliefeinflüssen auf die Waldflächenverteilung verwendet.

Die Zielsetzungen der Untersuchung zur Integration von Höhendaten liegen in einer Erfassung der Waldflächenverteilung bezüglich den primären Reliefparametern wie Höhestufe, Neigung und Exposition.

Mittels *ArcGIS 9.3* wurden die primären Reliefparametern wie Höhestufe, Neigung und Exposition aus den Höhendaten abgeleitet und anschließend in Polygon-Shapes umgewandelt. Anhand *Analysis Tools* von *ArcGIS 9.3* wurden die aus den Klassifikationen entstanden Wald Masken und die abgeleiteten primären Reliefparametern miteinander verschnitten, um eine neues Polygon-Shape zu erhalten, mit dem die Verteilung der Waldflächen hinsichtlich der Höhe, der Exposition und der Hangneigung im Untersuchungsgebiet erfasst wurden.

5.4.1.1 Aus der Aster GDEM Szenen abgeleitete Informationen

Aus der für das Untersuchungsgebiet vorliegenden Aster GDEM Szene wurden die Exposition und Hangneigung berechnet und in thematische Karten erstellt (Abb. 44-46).

Diese liefern wichtige Information für Übersicht der Reliefs im Untersuchungsgebiet.

Im Untersuchungsgebiet mit einer Fläche von etwa 30 000 km² variiert die Höhe zwischen 1365 und 3543 m. Tabelle 16 fasst einen Überblick der Flächenanteile der Höhenstufen innerhalb des Untersuchungsgebietes zusammen und zeigt dass, auf 74% der Gesamtfläche auf Höhen zwischen 1900 und 2700 m über NN entfällt.

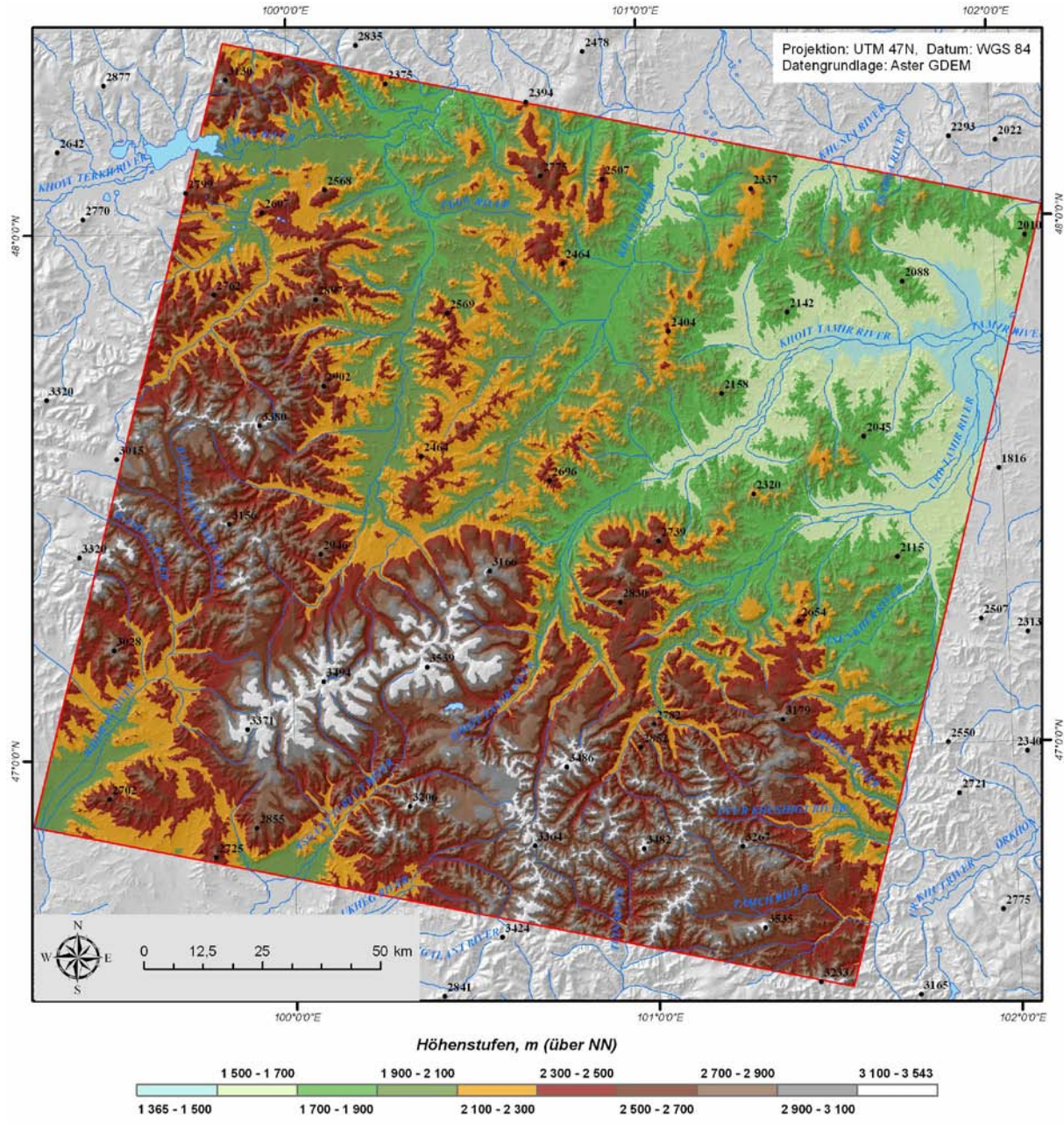


Abbildung 44: Darstellung der Höhenstufen im Untersuchungsgebiet, unterlegt mit dem dazugehörigen Shade-Relief

Tabelle 16: Höhenstufen des Untersuchungsgebiets in ha und %

Höhenstufen, m (über NN)	Fläche, ha	Fläche, %
1365 - 1500	50773,3	1,7
1500 - 1700	251104,9	8,3
1700 - 1900	371412,8	12,3
1900 - 2100	513100,9	17,0
2100 - 2300	512102,6	17,0
2300 - 2500	438133,8	14,0
2500 - 2700	398765,9	13,2
2700 - 2900	267117,4	8,9
2900 - 3100	146593,5	4,9
3100 - 3543	68704,7	2,3

In Abbildung 45 ist die räumliche Verteilung der Exposition innerhalb des Untersuchungsgebietes dargestellt.

Tabelle 6 gibt die Flächenanteile der Exposition des Untersuchungsgebietes.

Tabelle 17: Exposition des Untersuchungsgebiets in ha und %

Exposition	Fläche, ha	Fläche, %
Nord	479839,8	16,1
Nordost	417920,4	14,0
Ost	283631,3	9,5
Südost	354752,0	11,9
Süd	486694,3	16,3
Südwest	366814,3	12,3
West	260336,4	8,7
Nordwest	328271,9	11,0

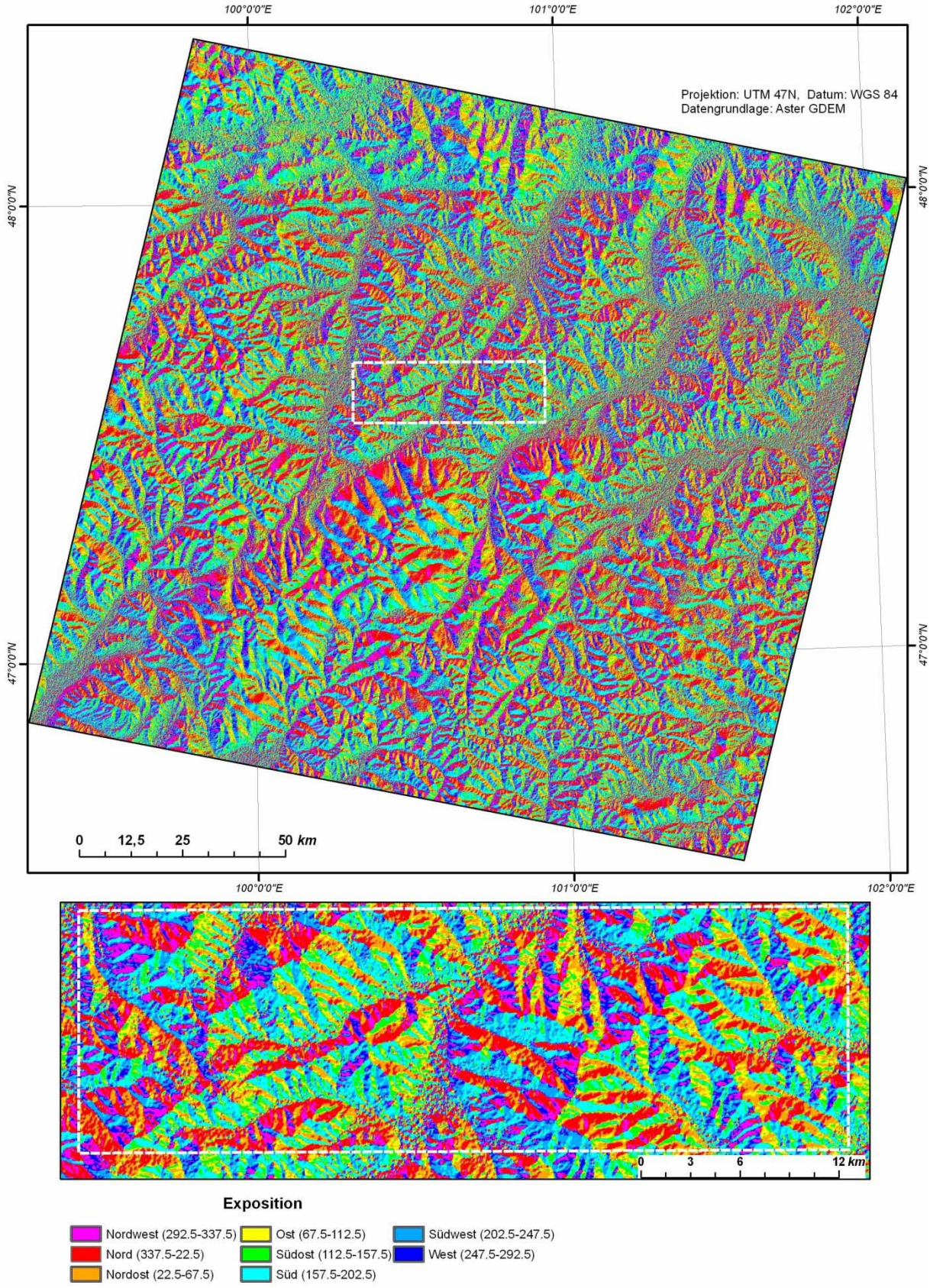


Abbildung 45: Räumliche Verteilung der Exposition im Untersuchungsgebiet

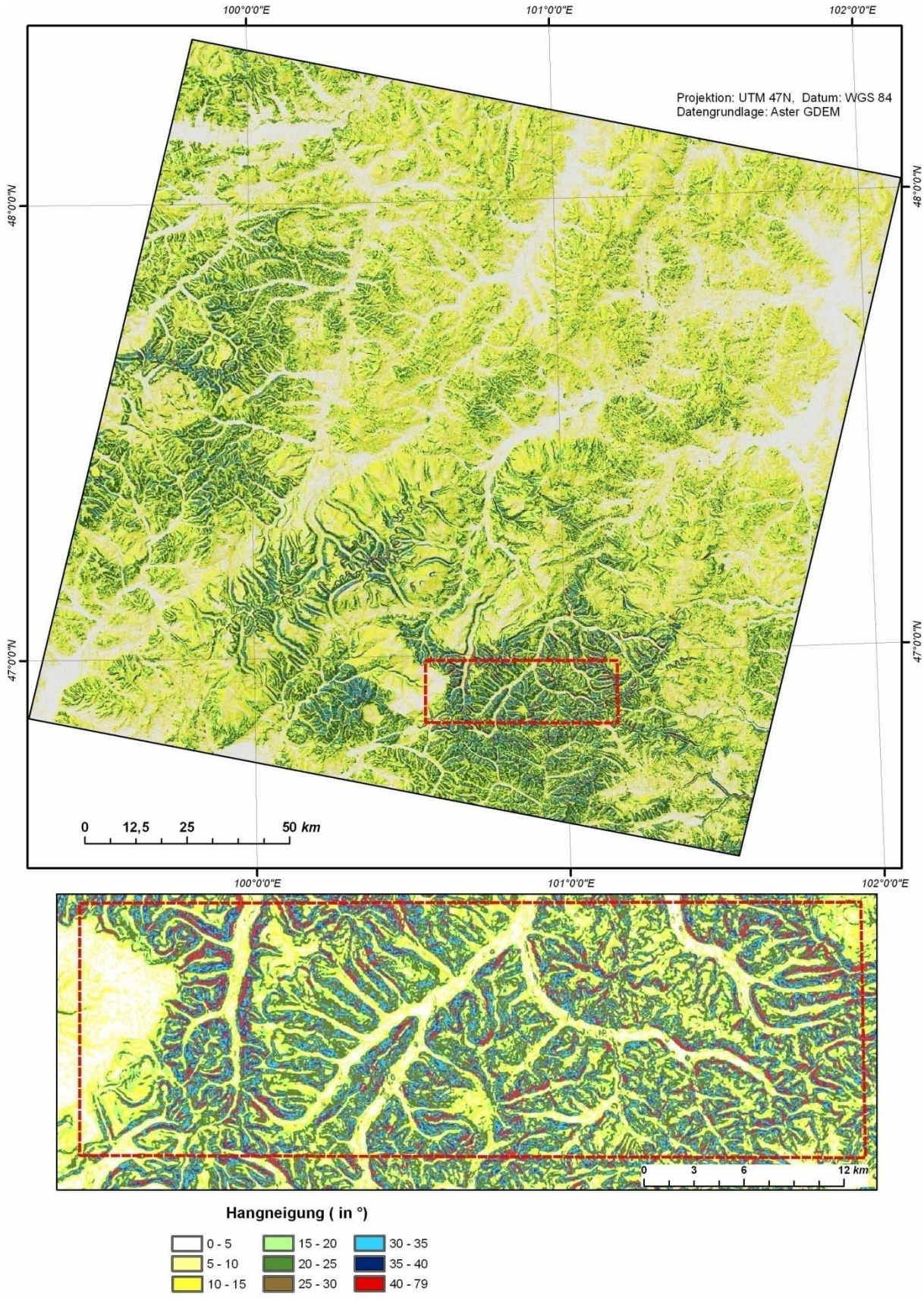


Abbildung 46: Räumliche Verteilung der Hangneigung im Untersuchungsgebiet

In Abbildung 46 ist die räumliche Verteilung der Hangneigung innerhalb des Untersuchungsgebietes dargestellt, wobei die Hangneigung von 0° bis $79,3^\circ$ variiert und die Topographie des Untersuchungsgebietes von Süd- bis zum Nordteil stark bis schwach geneigt verteilt ist.

Tabelle 18 fasst die Flächenanteile der Hangneigung des Untersuchungsgebietes zusammen, wobei auf 90% der Gesamtfläche des Untersuchungsgebietes die Neigung zwischen 0° und 25° beträgt.

Tabelle 18: Hangneigung des Untersuchungsgebiets in ha und %

Hangneigung, °	Fläche, ha	Flächenanteil, %
0 - 5	679851,6	22,5
5 - 10	810265,3	26,9
10 - 15	585626,0	19,4
15 - 20	375495,0	12,4
20 - 25	250724,7	8,3
25 - 30	151007,6	5,0
30 - 35	79887,1	2,6
35 - 40	45969,0	1,5
40 – 79,3	37524,0	1,2

5.4.1.2 Die Analyse der Waldflächen in Bezug auf die topographischen Parametern

Die Wald Masken wurden mit Höhendaten integriert, um die Verteilung der Waldflächen hinsichtlich der Höhe, der Exposition und der Hangneigung im Untersuchungsgebiet zu erfassen.

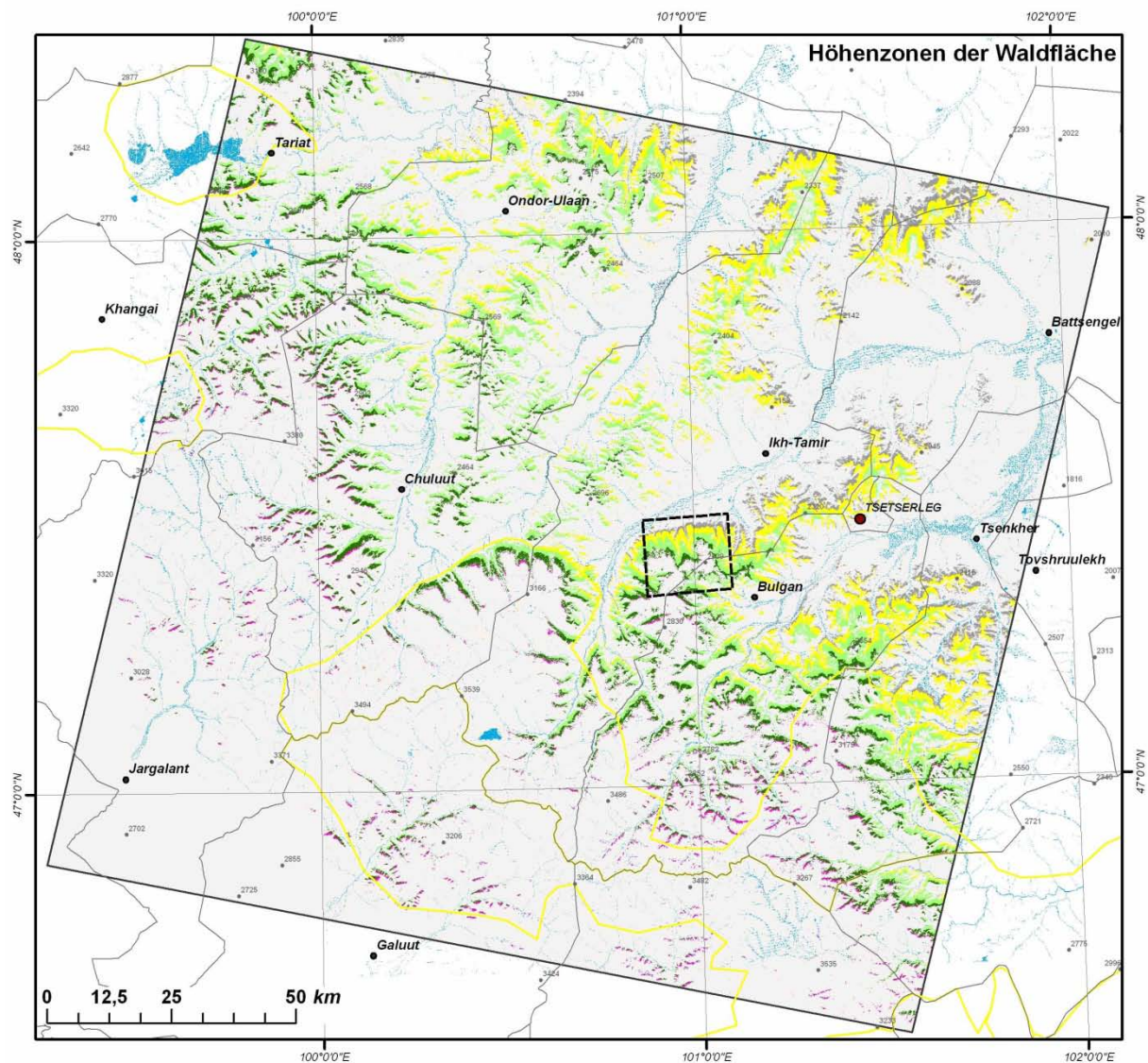
Im Folgenden werden die Ergebnisse dieser Auswertungen zusammengefasst.

Die Analyse der Verteilung der Waldflächen bezüglich der Höhe ergibt dass, 95% der Waldfläche sich innerhalb der Höhenstufe (1700 – 2500 m über NN) verteilen. Mit zunehmender Höhe nehmen die Waldfläche ab. So sind innerhalb der Höhenstufe (2500 – 2700 m) etwa 4 %, und oberhalb von 2700 m nur noch etwa 0,4% zu finden (Abb.47).

Die Auswertung der Verteilung der Waldflächen bezüglich der Exposition und Hangneigung ergaben die folgenden Ergebnisse.

Etwa 76% der Waldfläche verteilen sich auf Nord-, Nordwest- und Nordosthänge, 16% auf West- und Osthänge und nur 8% auf Süd-, Südwest- und Südosthänge (Abb. 48).

Auf die mässig geneigten Hänge zwischen 10° und 25° Neigung auffällt der größte Teil der Waldfläche mit 57%. Die Flachhänge mit Neigungen größer als $0,1^\circ$ und unterhalb 10° beherbergen 32% der Waldklassenflächen und die Steilhänge mit Neigungswerten über 25° etwa 11% (Abb. 49).



Legende		Höhenzonen der Waldfläche		
		Höhe, m (über NN)	Fläche, ha	Anteil, %
●	Aimakszentrum	1500-1700	2878,9	0,70
●	Sumszentrum	1700-1900	49535,3	11,96
2300	Höhenangabe, m (ü. NN.)	1900-2100	114102,4	27,56
—	Sumsgrenze	2100-2300	135947,3	32,83
—	Gewässernetz	2300-2500	90890,0	21,95
□	Untersuchungsgebiet	2500-2700	19776,6	4,78
—	Schutzgebietsgrenze	2700-2900	613,2	0,15
		2900-3100	201,4	0,05
		3100-3543	115,8	0,03

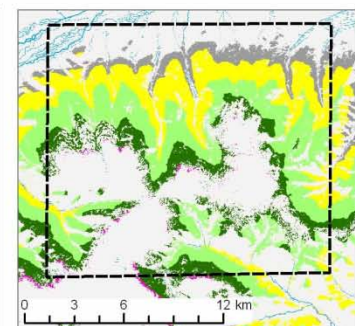
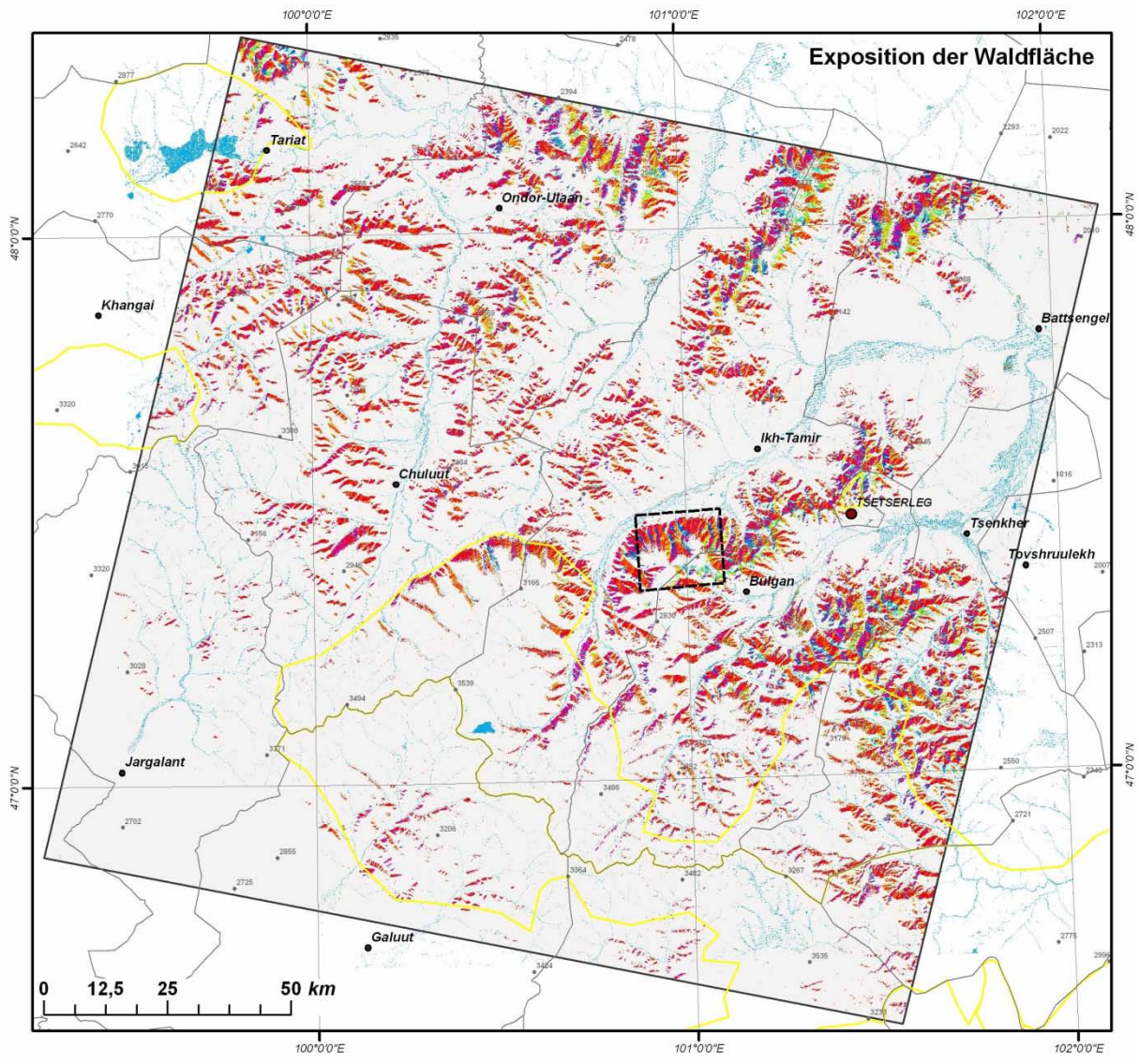


Abbildung 47: Höhenzonen der Waldfläche im Untersuchungsgebiet



Legende

●	Aimakszentrum			
●	Sumszentrum			
2300	Höhenangabe, m (ü. NN.)			
—	Sumsgrenze			
—	Gewässernetz			
□	Untersuchungsgebiet			
—	Schutzgebietsgrenze			

Exposition der Waldfläche			
Exposition	Fläche, ha	Anteil, %	
■ NW	74742,7	18	
■ N	149421,2	36	
■ NO	91576,3	22	
■ W	30924,0	8	
■ O	31200,3	8	
■ SW	14386,0	3	
■ S	8156,4	2	
■ SO	13654,1	3	

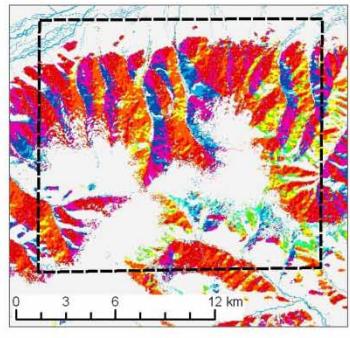


Abbildung 48: Exposition der Waldfläche im Untersuchungsgebiet

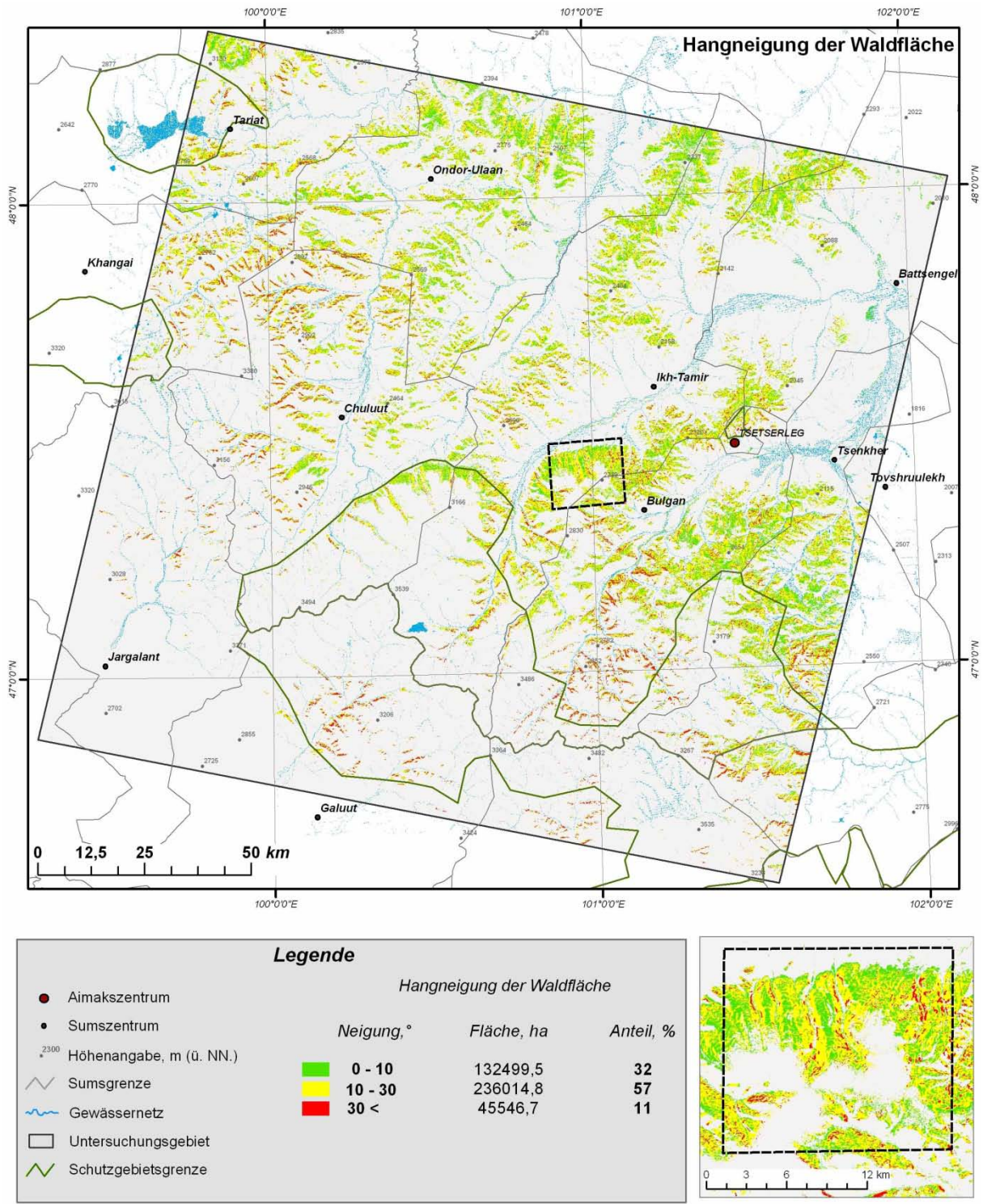


Abbildung 49: Hangneigung der Waldfläche im Untersuchungsgebiet

5.4.1.3 Wirtschafts- und geschützte Wälder

Spezifische Kriterien zur Einhaltung von Schutzzonen der Waldflächen im Sinne der Nutzungsbeschränkung werden im Forstgesetz 2012 erläutert.

Gemäß der Kriterien gehören die Waldgebiete auf Hängen mit einer Hangneigung > 30°, sonnenexponierte Waldbestände (Südhanglagen) und Wälder in den Schutzgebiete zu geschützte Wälder.

Die Wirtschafts- und geschützte Wälder im Untersuchungsgebiet werden in den Abbildungen 50 und 51 dargestellt.

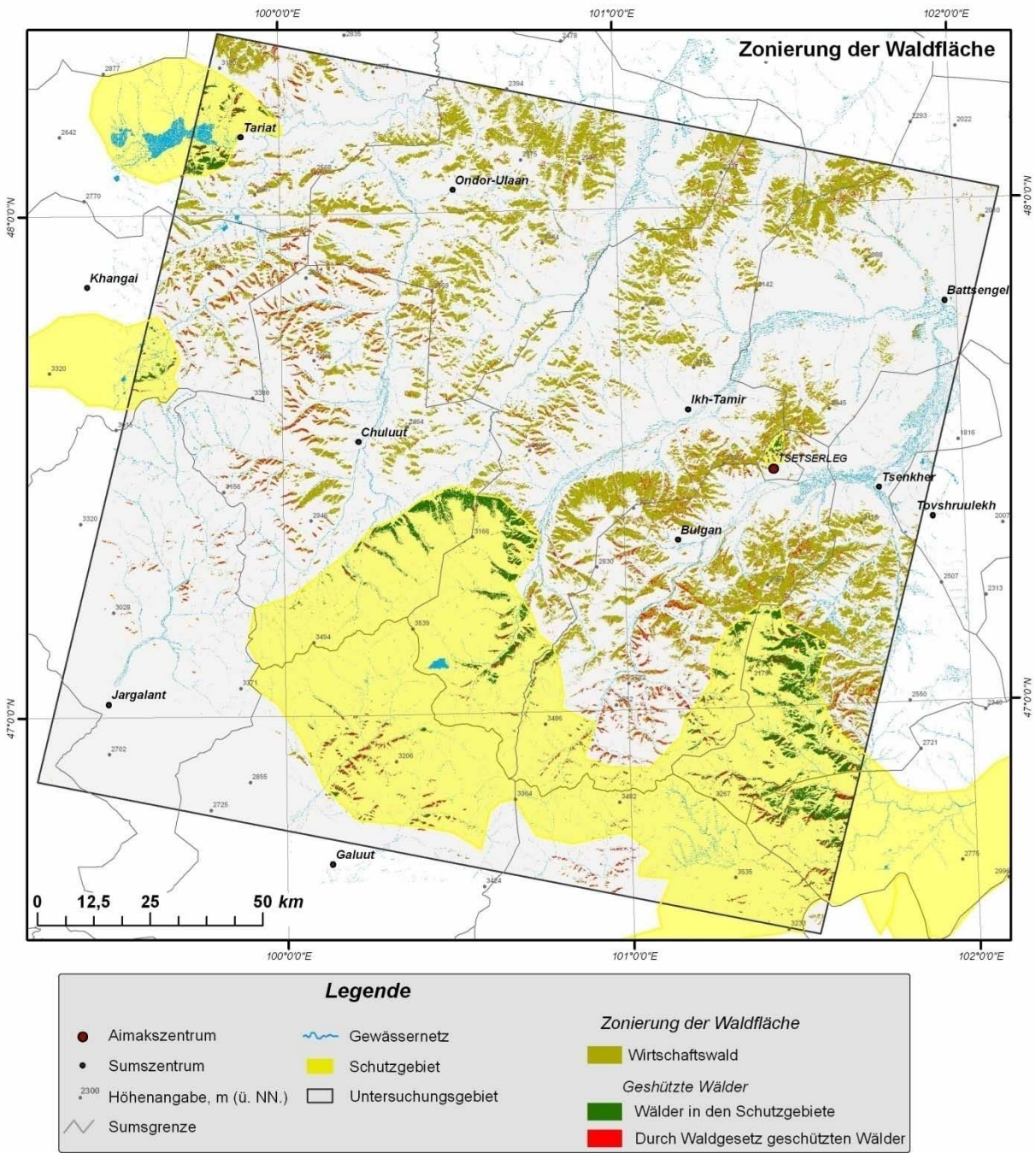


Abbildung 50: Wirtschafts- und geschützte Wälder im Untersuchungsgebiet

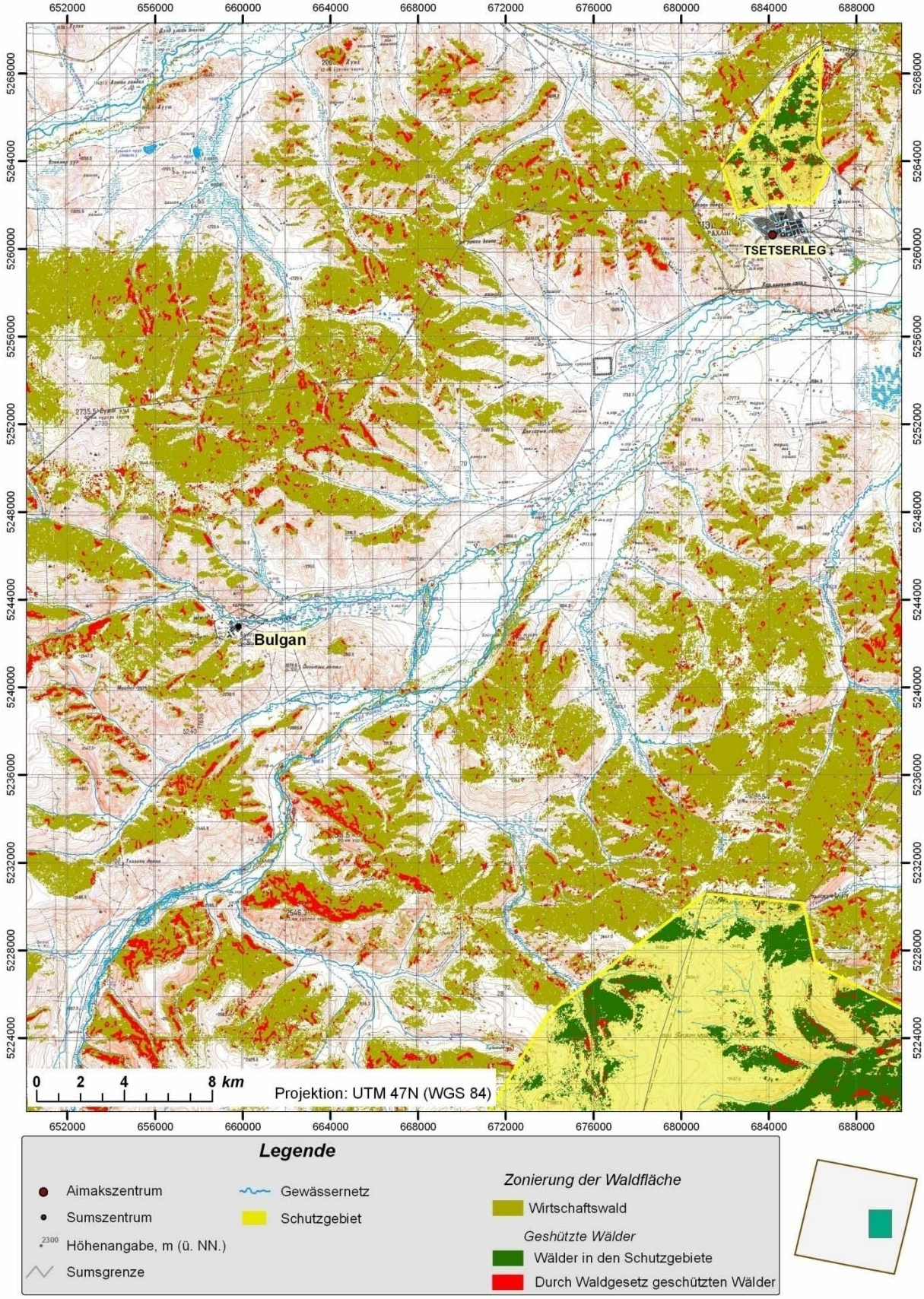


Abbildung 51: Wirtschafts- und geschützte Wälder im Untersuchungsgebiet (Ausschnitt)
Hintergrund: topographische Karte (1:100 000)

5.4.2 Potenzielle Aufforstungsfläche im Untersuchungsgebiet

Die Aufforstung von Flächen stellt eine wichtige Strategie zur Abschwächung des Klimawandels dar. Aufforstungen können jedoch nicht nur zu niedrigen Kosten emittiertes CO₂ binden und die Aufnahme in Senken steigern, sondern vor allem auch so angelegt werden, dass sie sowohl zur Anpassung an den Klimawandel als auch zur nachhaltigen Entwicklung beitragen. Positive Nebeneffekte der Wiederbewaldung beinhalten die Aspekte Beschäftigung, Einkommensschaffung, Schutz biologischer Vielfalt und Wassereinzugsgebiete, die Versorgung mit erneuerbaren Energien sowie Armutsbekämpfung (IPCC, 2007).

Eine Wiederbewaldung kann natürlich durch Sukzession geschehen oder künstlich gefördert werden. Die Klimarahmenkonvention unterscheidet bei der künstlichen Wiederbewaldung zwischen „(Erst-)Aufforstung“ (in der internationalen Terminologie: afforestation) und „Wiederaufforstung“ (reforestation).

- Unter (Erst-)Aufforstung wird die „direkte durch den Menschen eingeleitete Umwandlung von Land, das für mindestens 50 Jahre nicht bewaldet war, in Wald durch Pflanzung, Aussaat und/oder die Förderung von natürlichen Saatquellen“ verstanden (UNFCCC 2001, Übersetzung ins Deutsche aus IPCC (2007)).
- Unter Wiederaufforstung wird die Umwandlung von ehemals bewaldetem Land, das in eine andere Nutzung überführt worden ist, in Wald verstanden (UNFCCC 2001).

In der vorliegenden Untersuchung wurden die potenzielle Erst- und Wiederaufforstungsflächen innerhalb des Untersuchungsgebiets getrennt erfasst.

Die ehemaligen bewaldeten Flächen wurden als Wiederaufforstungsflächen bezeichnet.

Anhand der GIS-Werkzeuge von ArcGIS wurden die aus Aster GDEM abgeleiteten topographischen Parameter mit den multitemporalen Wald Masken sinnvoll integriert, um die potenzielle Erstaufforstungsfläche im Untersuchungsgebiet darzustellen.

Die Ergebnisse der Auswertungen zur Korrelation zwischen den Waldflächen und den primären topographischen Parametern Höhengichtung, Exposition und Hangneigung stellen eine Aussage zu den Verbreitungsmustern der Waldflächen im Untersuchungsgebiet vor.

Diese kombinierten Darstellungen der Waldverteilung mit der topographischen Ausstattung des Gebiets (Abb. 47-49) zeigen, dass 90% der Wälder sich innerhalb der Höhenstufe (1700 – 2500 m über NN) auf nördlichen (NO, N und NW) Hängen befindet.

Da die Wahrscheinlichkeit für Erfolg der Erstaufforstung innerhalb dieser reliefbedingten Gebieten im Vergleich zu den übrigen Gebieten größer ist, wurden solche Gebieten im

Umkreis von 200 meter um den Waldrände mittels GIS Methoden von ArcGIS als potenzielle Erstaufforstungsfläche ausgewählt (Abb. 52 und 53).

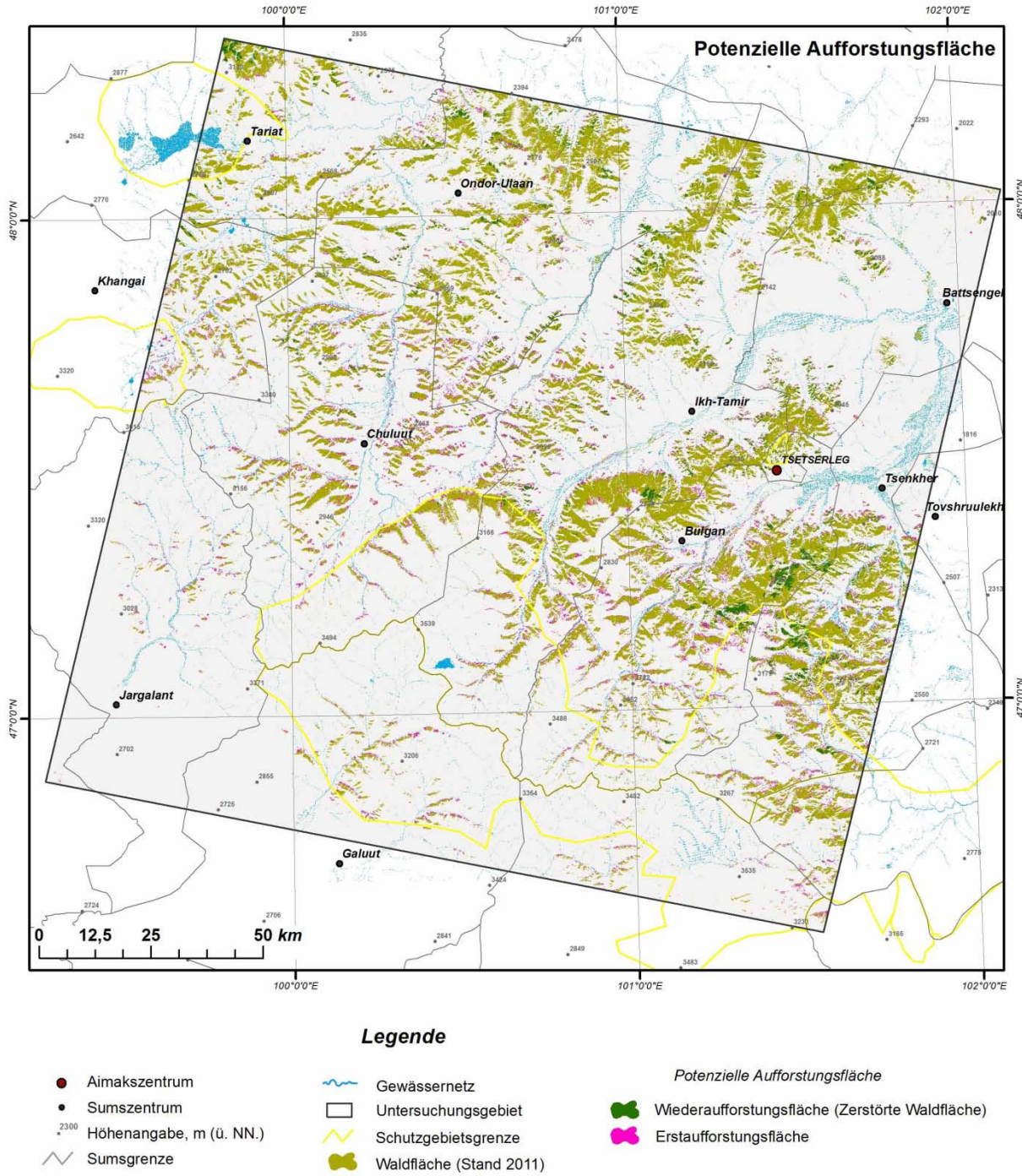


Abbildung 52: Potenzielle Aufforstungsfläche

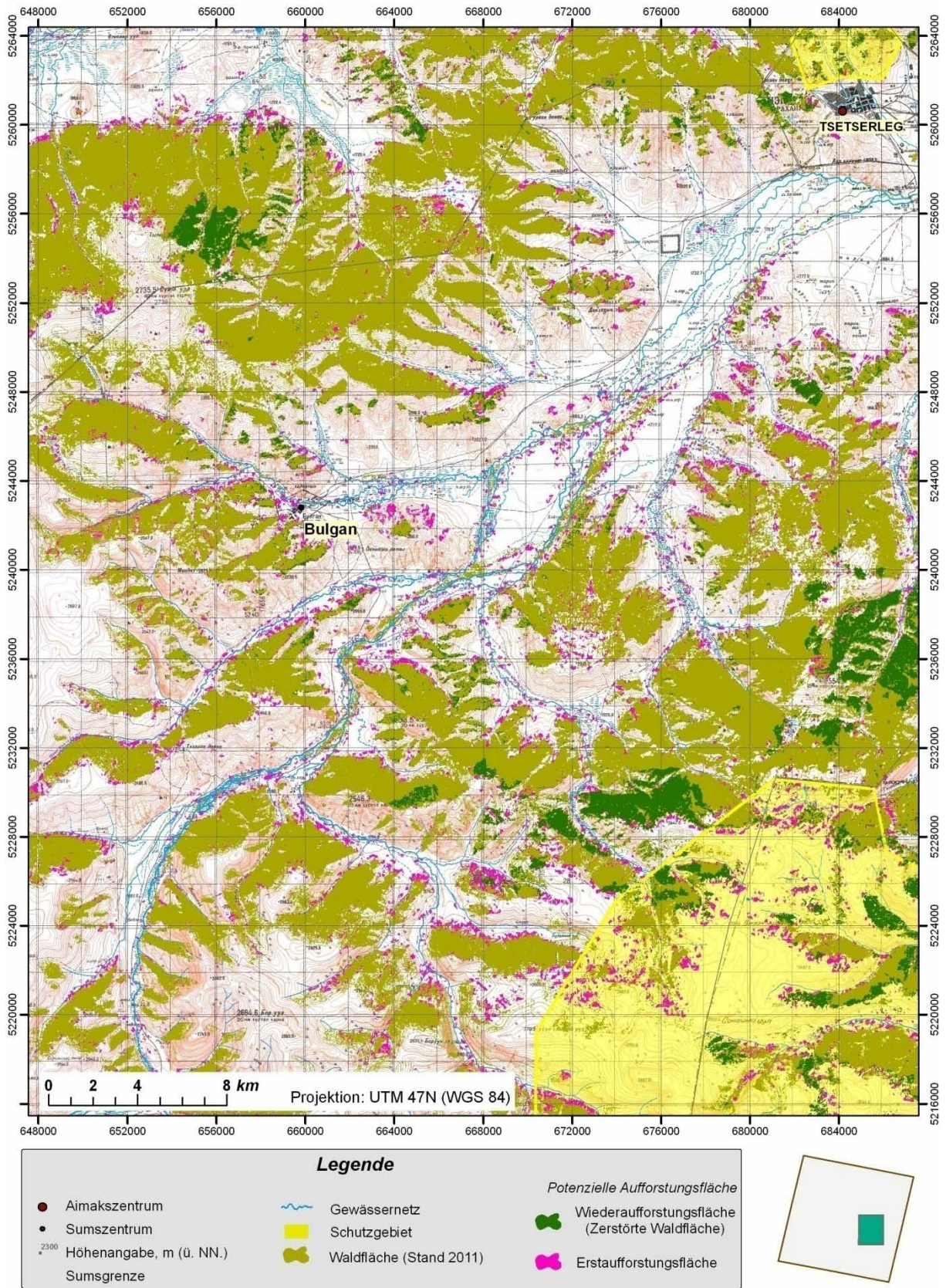


Abbildung 53: Potenzielle Aufforstungsfläche (Ausschnitt)

Hintergrund: topographische Karte (1:100 000)

6 DISKUSSION

Ziel der Arbeit war es die Verteilung der Waldveränderungen eines Teil der Zentralmongolei hinsichtlich der räumlichen und zeitlichen Komponente durch die Anwendung fernerkundlicher Methoden zu untersuchen.

Das Monitoring sollte innerhalb eines Zeitraumes von ca. 40 Jahren (1974 – 2011) durchgeführt werden. Dabei wurden multitemporale Aufnahmen von Landsat Satellitensystem bei Übersichtskartierung der Waldzerstörungen durch Holzschlag und Waldbrand genutzt sowie auch praktischen Anwendungen der Reliefanalysen untersucht.

Die Forschungsarbeit konzentriert sich auf die Gebirgswaldsteppe im östlichen Teil des Khangai-Gebirges der Mongolei. Das Untersuchungsgebiet umfasst eine Fläche von ca. 3 Mio. ha und liegt zwischen den geographischen Koordinaten $99^{\circ}16'$ und $102^{\circ}08'$ östliche Länge sowie zwischen $46^{\circ}31'$ und $48^{\circ}21'$ nördliche Breite.

Das Khangai Gebirge liegt im Zentrum der Mongolei. Nicht nur für die Mongolei ist es von zentraler Bedeutung. Es ist beispielsweise eine Wasserscheide und trennt die Flusssysteme, welche in den Pazifik entwässern von denen, die in das nördliche Polarmeer entwässern.

Zur Untersuchung standen die multitemporalen Sommer- und Winterszenen von Landsat und die weitere Geometrie- und Sachdaten, wie z.B. Aster GDEM, Forsteinrichtungskarte, topographische Kartenblättern sowie Felddaten zur Verfügung.

Die in der vorliegenden Arbeit aufgezeigten Ergebnisse stellen das Anwendungspotenzial der Fernerkundungsdaten für die Beobachtung langfristiger Trends der Waldökosystementwicklung hinsichtlich REDD+ MRV, die Umsetzung einer nachhaltigen und am Klimawandel orientierten Waldbewirtschaftung in der Mongolei deutlich heraus.

Es ist zu hoffen, dass die hier erzielten Ergebnisse zukünftig im Rahmen der Forstplanung der Arkhangai Aimag eingehen werden. Darüber hinaus ist es zu erwarten, dass der exemplarisch erfolgreiche Einsatz der hier erarbeiteten Methodik auch auf andere Aimagverwaltungen ausstrahlt.

Im Rahmen der Dissertation gliedert sich die vorliegende Diskussion in folgenden 3 Schwerpunktthemen:

6.1 Fernerkundliche Methoden für Waldmonitoring

Für die Analyse von Waldveränderungen bieten multitemporale Fernerkundungsdaten optimale Voraussetzungen. Basierend auf den im Rahmen der Arbeit erstellten Bildklassifizierungen wurde eine Veränderungsanalyse eines Teils der zentralmongolischen Walbestände für den Zeitraum 1974-2011 vorgenommen.

Die Erfassung der Veränderung (Change Detection) ist eine Methode zur Identifizierung der Zustandsdifferenzen eines Objektes b.z.w. Phänomens in unterschiedlichen Zeitpunkten (HYONKOOK 2002, ALBERZ 2001). LU et al. (2004) sowie KENNEDY et al. (2009) geben einen Überblick über die Vielzahl der verschiedenen Change Detection Methoden in der Fernerkundung.

Grundsätzlich kann man zwei unterschiedliche Ansätze für Satelliten gestützte Veränderungsanalyse unterscheiden: Zum einen solche, die auf der Analyse vorher getrennt prozessierter und klassifizierter Daten beruhen (Post Klassifikation) und zum anderen die simultane Analyse multitemporaler Datensätze (multitemporale Klassifikation) (SINGH 1989).

Die multitemporalen Datensätze werden vor der Berechnung der Veränderungsflächen mit verschiedenen Verknüpfungsmethoden miteinander verbunden und in einen Datensatz mit nur einer Informationsebene überführt. Nach einfachen Verfahren des multitemporalen Bildvergleichs werden auch komplexere Verfahren vorgestellt (REDER 2005).

In dieser Arbeit wurde die räumliche und zeitliche Veränderung der Wälder im Untersuchungsgebiet durch HKT und ein Post Klassifikation Verfahrens ermittelt.

Um eine simultane Auswertung der multitemporalen Datensätze zu realisieren, müssen diese in einem ersten Schritt miteinander verknüpft werden. Dies geschieht allerdings nicht wie bei den multitemporalen Bandkompositen, als Vereinigung verschiedener Informationsebenen in einem Datensatz, sondern als Reduktion der verschiedenen multitemporalen Informationsebenen auf eine einzige gemeinsame Ebene. Erst nach dieser Verknüpfung erfolgt die Berechnung der Veränderungsflächen mittels verschiedener Verfahren.

Die Nutzung der Hauptkomponententransformation (HKT) ist eine Methode zur Bestimmung von Veränderungen in bi- und multitemporalen Bildern. Es werden aus den Eingangsdatensätzen neue synthetische Bilddatensätze generiert.

Als Eingangsdatensätze für eine simultane Veränderungsdetektion fungieren Bilder, die aus den HKT Bildverknüpfungsmethoden resultieren. Veränderungs-Vektor-Analyse

Auswertungsmethoden der Verknüpfungsbilddatensätze für eine Veränderungsdetektion angewandt.

Die Veränderungs-Vektor-Analyse (Change Vector Analysis) stellt ein Verfahren zur Veränderungsdetektion dar (LILLESAND und KIEFER 1994). Multispektrale Fernerkundungsdatensätze werden in diesem Verfahren als Vektorräume abgebildet. Hierbei werden entsprechend der Anzahl der spektralen Bänder Achsen bzw. Dimensionen konstruiert, die mit den Pixeln korrespondieren. Die Pixel werden durch einen Punkt in diesem Raum repräsentiert, der mit den Grauwerten in den spektralen Bändern in Beziehung steht. Bei der Veränderung eines Grauwertes von Zeitpunkt T_1 zu T_2 beschreibt der Vektor die Veränderung in Form einer Subtraktion der Vektoren voneinander. Der resultierende Vektor ist der spektrale Veränderungsvektor. Dieser kann sowohl von den Originalbildern als auch von transformierten Daten für Hauptkomponenten berechnet werden.

Die Klassifikation basiert dann auf den einzelnen Vektoren (durch Clustering der spektralen Eigenschaften). Beim Überschreiten eines gewissen Schwellwertes der Vektoren werden diese als Veränderung aufgefasst und markiert. Durch die Ausdehnung und Richtung der Vektoren können Informationen bzw. Aussagen über die Art der Veränderung getroffen werden. Untersuchungen auf Basis dieses Ansatzes beschäftigten sich unter anderem mit der Veränderungsanalyse von Waldbeständen (MALILA 1980) sowie der Veränderung der Landnutzung (LAMBIN und STRAHLER 1994).

HKT Verfahren geht davon aus, dass die 2 Szenen, die durch den Sensor zu zwei unterschiedlichen Zeitpunkten aufgenommen wurden, untereinander stark korreliert sind, da es sich um das gleiche Gebiet handelt und viele Merkmale wahrscheinlich unverändert sind (DANIELS 2010).

Bei diesem Verfahren wird zunächst ein Layerstack aus den beiden Szenen erzeugt. Dieser wird dann durch HKT transformiert. Die HKT überträgt der Layerstack in einen anderen Merkmalsraum und dadurch sollen störende Einflüsse reduziert und die Unterschied zwischen den Szenen deutlicher werden. Die Komponentenbilder (HK) mit geringer Korrelation werden dann auf Veränderungsinformationen überprüft (LU et al. 2004).

Die Grauwertpixel, die sich nicht verändert haben, weisen dabei eine starke Korrelation mit der ersten Hauptkomponente auf, die „Change Pixel“ jedoch nicht, da nach die erste untersuchte Komponente die unveränderten Informationen, alle weiteren später für die Analyse genutzten Komponenten die veränderten Information beinhalten. Mathematisch wird die HKT mit Hilfe einer Varianz-Kovarianz-Matrix berechnet (SCHULZE 2007).

Mit Hilfe des HKT Verfahrens wurden die Veränderungen herausgearbeitet. Hierbei wurden die radiometrisch aufbereiteten und geometrisch korrigierten multitemporalen Sommeraufnahmen von Landsat in der HKT Analyse unterzogen und anschließend die Veränderungsbilder erstellt.

Durch Auswertung der Veränderungsbilder erfolgt die Erfassung der räumlichen Verteilung der Waldflächen als auch deren zeitlichen Veränderungen in den Perioden 1974-1987, 1987-2009 und 2009-2011 innerhalb des Untersuchungsgebiets.

Nach THEAU (2008) sind die Ergebnisse aus einer Hauptkomponentenanalyse jedoch oft schwierig zu interpretieren, da wiederum die Quantifizierung der Veränderung von gutem Expertenwissen in Bezug auf eine Schwellwertableitung und Wissen über das Untersuchungsgebiet beeinflusst wird. Weiterhin sind die Ergebnisse der HKT daten- bzw. szenenabhängig, da die Transformationskoeffizienten von der spektralen Varianz-Kovarianz-Matrix und somit von der jeweiligen individuellen Bildstatistik abhängen (SCHOWENGERDT 2007).

Durch Einbeziehung des Winterbildes können die im Winter nadellosen Lärchen visuell von Kiefernbeständen abgegrenzt werden. Im Winterbild können Kiefernbestände anhand der grünen Reflexion in der gewählten Bandkombination identifiziert werden (MEISSNER und WYSS 2004).

In dieser Arbeit wurden die Zirbelkiefernbestände im Untersuchungsgebiet anhand der Winteraufnahmen von Landsat TM durch überwachte Klassifizierungen erfasst. Die Ermittlung der zeitlichen Veränderungen der Zirbelkiefernbestände erfolgt mittels Post Klassifikation Verfahren, das auf dem Vergleich unabhängiger überwachter Klassifizierungen basiert. Hierbei wurden die Landsat TM Winteraufnahmen der Jahre 1989 und 2003 Pixel für Pixel unabhängig klassifiziert und anschließend die Veränderungserkennung durch pixelweise Vergleichung der klassifizierten Bilder erfolgt.

Die Vorteile der Anwendung von Post Klassifikation zur Veränderungsanalyse, die nach (MAS 1999) in der Möglichkeit liegen,

- sehr unterschiedliche spektrale Signaturen (verursacht durch verschiedene Aufnahmezeitpunkte) derselben Klasse zuzuordnen,
- Aussagen über das Wesen der Veränderungen treffen zu können,

Die Veränderungsanalyse, basierend auf Post Klassifikation, ist ein häufig angewendetes Verfahren. Erfolgreich eingesetzt wurde diese Methode u. a. von WEISMILLER et al. (1977) sowie STOW et al. (1997) für die Veränderungsanalyse von Küstenzonen, von RUBEC und THIE (1987) für Untersuchungen der Landnutzungsänderung in Kanada, von AAVIKSOO & MEINER (1998) für Landnutzungsveränderungen von Naturreservaten in Estland, von CHEN et al. (1998) für Landnutzungsveränderungen an der Westküste Koreas sowie von SKOLE und TUCKER (1993) für die Analyse des Fortschreitens der Abholzung des Regenwaldes im Amazonasgebiet. Sowohl SINGH (1989) als auch YUAN et al. (1999) weisen auf einen weiteren Vorteil hin, indem sie ausführen, dass eine radiometrische Normalisierung solange nicht notwendig ist, solange die Klassifizierungen unabhängig voneinander durchgeführt werden.

Nachteilig wirken sich bei Post Klassifikation die thematische Ungenauigkeiten der Einzelklassifizierungen auf die Genauigkeit der Veränderungsanalyse aus (SINGH 1989). Trotz der für die überwachten Einzelklassifizierungen guten Genauigkeiten ist der Gesamtfehler entsprechend hoch.

Werden Post Klassifikation Verfahren zur Veränderungsanalyse angewendet, so stellt die zeitintensive Erstellung der Ausgangsklassifizierungen eine weitere Einschränkung dar. Image enhancement Verfahren benötigen im Vorfeld keine derartigen zeitintensiven Prozesse. Die Interpretation der Resultate der auf Image enhancement Verfahren beruhenden Veränderungsanalysen ist hingegen entsprechend zeitaufwendiger und lässt, wie bereits oben beschrieben, keine Erläuterungen zum Wesen der ermittelten Veränderungen zu (BIRGER 2002).

Der Einsatz bzw. der Nutzen der HKT für Veränderungsanalysen wird in der Fachwelt nicht einheitlich beurteilt. LI und YEH (1998) kommen in einer vergleichenden Untersuchung zu dem Schluss, dass die HKT im Vergleich zu der Postklassifikationsanalyse zu besseren Ergebnissen führt.

MAS (1999) kommen im direktem Vergleich mehrerer Verfahren (Image-Differencing, Image-Ratioing, HKT, direkte multitemporale Analyseverfahren, Postklassifikationsanalyse und ein kombiniertes Verfahren) ferner zu dem Ergebnis, dass durch den Einsatz der HKT der Einfluss von Sensorrauschen und atmosphärischen Unterschieden minimiert werden kann und so bessere Ergebnisse erzielt werden.

Die operationell verfügbaren Satellitendaten stellen ein kosteneffizientes Instrument für großräumige Analyse und Überwachungsaufgaben der Wälder dar und können hinreichend genaue Ergebnisse liefern. Darüber hinaus ist es zu erwarten, dass die hier erarbeiteten fernerkundungsmethoden auch auf Entwicklung eines nationalen Waldmonitoring-Systems für den REDD+ Mechanismus in der Mongolei erfolgreich eingesetzt werden.

6.2 Entwicklung der Waldbestände im Untersuchungsgebiet

Die Informationen zur Übersicht der Waldressourcen für das Untersuchungsgebiet wurden durch Auswertung von Forsteinrichtungsdaten gewonnen. Die Forsteinrichtung erfolgt durch Waldinventur und daraus resultieren die Forsteinrichtungskarte im Maßstab 1:50.000 und das Tabellenwerk für Waldbestände.

In dieser Untersuchung standen insgesamt die im Jahr 2008 erstellten 3 Forsteinrichtungskarten von „FMPC“ zur Verfügung und sie decken den östlichen Teil (ca. 1 130 000 ha) des Untersuchungsgebietes ab.

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Auswertung von Forsteinrichtungsdaten vorgestellt. Der Waldflächenanteil im Waldinventurgebiet beträgt ca. 23%. Etwa 97% der bewaldeten Flächen ist mit den Bestände von Nadelbaumarten *Larix Sibirica* und *Pinus Sibirica* bedeckt und ist der Waldtyp von Lärchenbestände mit 94,4% Anteil an der Waldfläche eindeutig dominant. Die Bestände von Laubbaumarten nehmen ca. 3% der gesamten Waldfläche ein.

Die Bestände in Altersklasse IV sind mit 83% Anteil an die gesamten bewaldeten Flächen des Inventurgebiets besonders dominant und darunter besitzen die Lärchenbestände den höchsten Anteil von 81%.

Die Erfassung von Veränderungen der Waldflächen ergibt sich aus der Analyse von Landsat Daten aus den Jahren 1974, 1987, 2009 und 2011.

Des Weiteren wurden die Waldbrandflächen und Holzeinschlägen anhand der Flächengröße und Waldrandlage getrennt dargestellt.

Im Zeitraum 1974-2011 weist die Waldfläche eine Zunahme von ca. 10805 ha auf. Der Verlust beziffert sich in diesem Zeitraum auf 40670 ha. Somit kam es in diesen Jahren zu einem absoluten Waldflächenverlust von 29865 ha, was ein Rückgang des Waldbestandes um 7,4% im Untersuchungsgebiet bedeutet.

Als Hauptursachen des Waldverlustes im Untersuchungsgebiet sind in den letzten 20 Jahren hauptsächlich Waldbrände und Holzeinschlag zu sehen.

Anhand der Flächengröße und Waldrandlage wurden die Waldbrandflächen und Holzeinschläge getrennt dargestellt. Hierbei beziffert sich der Waldverlust durch Brände zwischen 1974-2011 auf ca. 19420 ha, d.h. 65% der zerstörten Waldflächen.

Verantwortlich sind hierfür sind neben Waldbrände und dem illegalen Holzeinschlag die unkoordinierte Ernte von Waldnebenerzeugnissen (Zirbelnüsse, Beeren, Pilze, Abwurfstangen), zahlreiche Insektenschädigungen sowie Bergbauaktivitäten. Im letzten Jahrhundert wurde der Verlust an Waldflächen auf 4 Mio. Hektar geschätzt, also ca. 40.000 Hektar pro Jahr (ERDENECHULUUN, 2006). Nach Angaben von CHANDRASEKHARAN (2001) beliefen sich die Waldverluste während der letzten 20 Jahre (1980 bis 2000) auf 1.2 Mio. Hektar. So hat sich der jährliche Verlust in den letzten 20 Jahren auf ca. 60.000 Hektar erhöht. (World Bank 2003). Die Waldbrandgefahr nimmt durch die gezielte Feuerlegung während Treibjagden oder während des Sammelns von Zirbelnüsse exponentiell zu (WYSS, 2007).

Seit der politischen Transformation 1990 wurde die Forstverwaltung auf der mittleren und unteren Ebene aufgelöst und deren Aufgaben durch ein dezentralisiertes Inspektorensystem übernommen. Heutzutage liegt die Kontrolle über den Holzeinschlag in Folge der Dezentralisierung bei den lokalen Administrationen von Aimag und Sum. Aufgrund von geringen finanziellen Kapazitäten und zur Verfügung stehenden Humanpotenzials ist die Überwachung auf Holzeinschlag schwächer geworden. Diese Rahmenbedingungen lassen es nicht zu, dass die Flächen effektiv kontrollieren zu können.

Der Holzeinschlag erfolgt derzeit durch Firmen, die vom Staat eine Konzession erhalten haben und hauptsächlich durch illegales Abholzen der Einwohner. Bis zu 80% des gesamten Holzes wird als Brennholz benutzt. Zusätzlich wird Holz für die Umzäunungen von Haus und Vieh benötigt.

Die Nicht-Holz-Waldprodukte (NHWP) spielen unter den bestehenden sozioökonomischen Bedingungen eine wichtige Rolle als Einkommensquelle der lokalen Bevölkerung. Zu den NHWP gehören Früchte, Beeren, Nüsse, Pilze, Baumsäfte, Heilpflanzen und Wildtierprodukte.

Insbesondere Zirbelnüsse (Pinienkerne von *Pinus sibirica*) sind in der ganzen Mongolei als Snack oder Nahrungsbeigabe sehr beliebt und werden überall, falls es ein Samenjahr war, angeboten. Wie auch die anderen Nadelhölzer, trägt die Zirbelkiefer nicht jedes Jahr Samen, sondern nach einem guten Samenjahr folgen einige Jahre mit mehr oder weniger schlechter

Samenernte. Die Unterbrechung zwischen den einzelnen Samenjahren beträgt nach Beobachtungen je nach besseren oder schlechteren Wuchsbedingungen 3-9 Jahre.

Sie unterliegen aufgrund wachsender Nachfrage einem erheblichen Nutzungsdruck. Die erhöhte Nachfrage auf dem Markt hat zu einem Anstieg der unkontrollierten Erntetätigkeit unter den sozial schwächeren Bevölkerungsschichten zur Folge.

Zirbelkiefern beginnen erst im Alter von über 20 Jahren mit der Bildung einer größeren Menge Zapfen, deren durchschnittliche Anzahl je Baum auf zwischen 40 und 100 bestimmt wurde (ENKHS AIKHAN, 1984). Zirbelkiefer produziert erst in einem Alter von 60 bis 80 Jahren keimfähige Samen, wodurch die natürliche Verjüngung der Bestände erschwert wird (DENGLER, 1992). Das Holz von Zirbelkiefer eignet sich in seiner lebhaften Struktur für den Innenausbau von Häusern.

Gemäß Waldgesetz der Mongolei erfolgt Einschlag dieses Holzes nur mit Erlaubnis von staatlicher Zentralverwaltung (Waldgesetz 2012).

Es ergab, dass im Jahr 2003 die Fläche der Zirbelkiefernbestände innerhalb des Untersuchungsgebiets ca. 34000 ha beträgt, welche 5200 ha geringer als Zustand des Jahres 1989 ist.

Im Gebiet hat hauptsächlich Waldbrände beim Verlust dieser Bestände große Rolle gespielt.

Die Waldbrandgefahr nimmt durch die gezielte Feuerlegung während der Ernte der Zirbelnüsse exponentiell zu. Die Ernte der Zirbelnüsse findet zwischen September und Dezember statt. Bei der Zirbelnussernte werden oft ganze Bäume oder Äste abgesägt, um an die Zapfen zu gelangen. Auch die Methode, mit einem Gerüst aus schweren Stämmen an die Erntebäume zu schlagen, damit die Zapfen herunterfallen, ist weit verbreitet. Die Stammschäden können zum Absterben der Bäume führen. Zumeist wird jedoch nur die Rinde geschädigt und Baumharz verschließt die Wunden (WYSS, 2007).

6.3 Reliefanalysen und potenzielle Aufforstungsfläche

Reliefanalysen: Die Reliefparameter können für die Identifizierung von spezifischen Wuchsregionen herangezogen werden (MEISSNER und WYSS 2002).

Bei dieser Arbeit erfolgt die Identifizierung der Wuchsregion der Zirbelkiefernbestände in Bezug auf die Höhe anhand der Aster GDEM Daten und ergibt dass, 95% dieser Bestände sich innerhalb der Höhenstufe (1900 – 2500 m über NN) verteilen.

Mit zu- und abnehmender Höhe nehmen die Fläche von Zirbelkiefern ab. So sind innerhalb der Höhenstufe (1500 – 1700 m) etwa nur 1 %, und oberhalb von 2500 m nur noch etwa 4% zu finden.

Diese Aussage stimmt mit den Ergebnisse von MEISSNER und WYSS (2002) überein, die die Hauptwuchsregion der sibirischen Kiefer in Höhen von über 2000 m ü. NN. auch im Khentii-Gebirge ermittelten.

Des Weiteren wurden die von multitemporalen Landsat-Daten erstellten Wald Masken mit Höhendaten integriert, um die Verteilung der Waldflächen hinsichtlich der Höhe, der Exposition und der Hangneigung im Untersuchungsgebiet zu erfassen.

Aus der Aster GDEM Höhendaten wurden die Exposition und Hangneigung für das Untersuchungsgebiet berechnet.

Die Auswertung der Waldflächen in Bezug auf die Höhe ergab dass, 95% der Waldfläche sich innerhalb der Höhenstufe (1700 – 2500 m über NN) verteilen. Mit zunehmender Höhe nehmen die Waldfläche ab. So sind innerhalb der Höhenstufe (2500 – 2700 m) etwa 4 %, und oberhalb von 2700 m nur noch etwa 0,4% zu finden.

Die Auswertung der Waldflächen bezüglich der Exposition und Hangneigung ergaben die folgenden Ergebnisse.

Etwa 76% der Waldfläche verteilen sich auf Nord-, Nordwest- und Nordosthänge, 16% auf West- und Osthänge und nur 8% auf Süd-, Südwest- und Südosthänge.

Auf die mässig geneigten Hänge zwischen 10° und 30° Neigung fällt der größte Teil der Waldfläche mit 57%. Die Flachhänge mit Neigungen größer als 0,1° und unterhalb 10° beherbergen 32% der Waldklassenflächen und die Steilhänge mit Neigungswerten über 30° etwa 11%.

Potenzielle Aufforstungsfläche: Problematisch für Erstaufforstung in der Mongolei ist, dass die Erfolge der aufgeforsteten Flächen bisher nur für ca. 5% verzeichnet werden (World Bank 2004).

Zumeist sind die Bemühungen durch wiederkehrende Brände der Grasnarbe im Sommer und die Auswahl von klimatischen und edaphischen Ungunststandorten (Trockenheit, kurze Vegetationszeiten, Frosttrockenheit im Frühjahr) zum Scheitern verurteilt. Hinzu kommen ausbleibende Pflegemaßnahmen, wie z.B. die intensive Bewässerung in den ersten zwei Jahren nach der Anpflanzung die schlechte Qualität des Pflanzmaterials aus den Baumschulen sowie der Beweidungsdruck in Neuanpflanzungen (BRETENOUX 2001).

Viele der Aufforstungsaktivitäten erfolgen aus logistischen und finanziellen Gründen in der Nähe der existierenden Waldwege, so dass es sich hierbei um Waldrandaufforstungen in offenen Beständen, die durch eine höhere Trockenheit gekennzeichnet sind, handelt. In einigen Regionen, die durch eine starke Abnahme der Bevölkerungsdichte gekennzeichnet sind, ist jedoch eine funktionierende natürliche Verjüngung im Waldrandbereich zu beobachten (WYSS 2007).

Die Reliefparameter können ebenfalls als Entscheidungshilfe für durchzuführende Aufforstungen (Rehabilitation von devastierten Flächen durch Brand, Insektenbefall und Übernutzung) herangezogen werden (MEISSNER und WYSS 2002).

In dieser Arbeit wurden die potenzielle Erst- und Wiederaufforstungsflächen innerhalb des Untersuchungsgebiets mittels Aussage zu den Verbreitungsmustern der Waldflächen getrennt erfasst. Hierbei wurden die ehemaligen bewaldeten Flächen als potenzielle Wiederaufforstungsflächen bezeichnet, denn stehendes und liegendes Totholz schafft ein günstiges Kleinklima: Wandernder Schatten, Windruhe am Boden, bessere und längere Taubildung und schwerer für Vieh und Wildtiere zu betreten, die Flächen begünstigen den Wuchs der Sämlinge. So sind zerstörte Waldflächen wichtige Voraussetzungen für die Wiederbewaldung, auf die durch natürlich Sukzession oder künstlich Anpflanzungen geschehen kann.

Auf Basis der Ergebnisse der Auswertungen zur Korrelation zwischen den Waldflächen und den primären topographischen Parametern wurde eine Aussage zu den Verbreitungsmustern der Waldflächen im Untersuchungsgebiet vorgestellt.

Da 90% des Waldes sich innerhalb der Höhenstufe (1700 – 2500 m über NN) auf nördlichen (NO, N und NW) Hängen befinden, ist die Wahrscheinlichkeit für den Erfolg der Erstaufforstung innerhalb dieser Reliefeigenschaften deutlich höher. Somit sollten solche Gebiete im Umkreis von 200 m um die Waldränder als potenzielle Erstaufforstungsfläche ausgewählt werden.

Auf den weidewirtschaftlich genutzten Flächen (83 % der Mongolei) verteilen sich die Viehbestände wegen der verschiedenen natürlichen Ausstattung, des Bevölkerungswachstums und Migration relativ ungleich. Ungeeignetes Weidemanagement führt zu partiellen Überweidungen (FERNANDEZ-GIMINEZ 1999). So weiden allein über ein Drittel der Tiere in unmittelbarer Nähe zu Waldgebieten. Dies beeinträchtigt stark die natürliche Verjüngung des Baumbestandes an Waldrändern. Deshalb dürfen sich Maßnahmen zum

Schutz der natürlichen Ressourcen nicht ausschließlich auf die Waldgebiete beschränken, sondern müssen über diese natürliche Grenze hinaus aktiv und konstruktiv eingesetzt werden (MEISSNER und WYSS 2002).

Literaturverzeichnis

Aaviksoo, K. und Meiner, A. (1998): Using GIS And Remote Sensing in Land Cover Monitoring In: International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing, 32, Teil 7, Resource and Environmental Monitoring, Budapest, S. 53-59.

Akca, A. und Pahl, A. (1996): Fernerkundung, terrestrische Aufnahmen und Geoinformationssysteme zum Monitoring subtropischer und tropischer Wälder. Forstarchiv, No.66, S.53-59.

Alberz, J. (2001): Einführung in die Fernerkundung. Wiss. Buschgesellschaft. Darmstadt. 249 S.

Apps, M. (1995): Boreal forests and tundra. In: WISNIEWSKI, J.; SAMPSON, R.N. (eds.): Terrestrial biospheric carbon fluxes: quantification of sinks and sources of CO₂

Barthel, H. (1988): Land zwischen Taiga und Wüste. Gotha. (Geographische Bausteine. Neue Reihe, Heft 8).

Bastian, O. (2000): Mongolei – Transformation und Umwelt in Zentralasien. In: Geographische Rundschau 52 (3): S. 17-23.

Bayartsetseg, B. (2010): Entwicklung eines Inventurmodells als Grundlage einer nachhaltigen Bewirtschaftung am Beispiel eines Waldgebiets im südwestlichen Teil des Khentii-Gebirges der Mongolei. Diss. Universität Freiburg.

Bill, R., Fritsch, D (1991): Grundlagen der Geo-Informationssysteme. Wichmann Verlag. Karlsruhe, Band 1, S. 414.

Birger, J. (2002): Multisensorale und multitemporale Fernerkundungsdaten zur Erfassung, Differenzierung und Veränderungsanalyse ausgewählter Vegetationsstrukturen der Bergbaufolgelandschaft Mitteldeutschlands. Diss. Martin Luther Universität Halle-Wittenberg, Halle.

Blashke, T. (2003): Geographische Informationssysteme: Vom Werkzeug zur Methode. In: Geographische Zeitschrift, 91 (2), S. 95-114.

Bretenoux, J.G. (2001): Afforestation in Mongolia. A Study for the GTZ Project „Nature Conservation and Buffer Zone Development“, Ulaanbaatar.

Busch, A. (1998): Revision of build-up areas in a GIS using satellite imagery and GIS data. International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing, Vol. 32, Part B4, ISPRS Commission IV, Symposium GIS - between Visions and Application, 7.-10. September 1998, pp. 91-98, Stuttgart

Chandrasekharan, C. (2001): Towards a national forest programme for Mongolia. National Forest Programme Development Report:

Chen, X., Goto, S. und C.-H. Ahn (1998): Land Cover Change Detection By Post-Classifying For Multi-Temporal Landsat TM Data. In: International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing, 32, Teil 7, Resource and Environmental Monitoring, Budapest, S. 399-405.

Civco, D., Hurd, J.D., Wilson, E. H., Song, M., Zhang, Z. (2002): A comparison of land use and land cover change detection methods. In: Proc. 2002 ASPRS Annual Convention, Washington D.C., S. 12.

- Coenradie, B.** (2003): Waldzustandserfassung und -monitoring mit hochauflösenden Satellitenbilddaten. Diss. TU Berlin.
- Collins, J. B. und Woodcock, C. E.** (1996) An assessment of several linear change detection techniques for mapping forest mortality using multitemporal landsat TM data, *Remote Sensing of Environment*, 56(1), S. 66-77.
- Congalton, R., Oderwald, G. und Mead, A.** (1983) Assessing Landsat Classification Accuracy Using Discrete Multivariate-Analysis Statistical Techniques, *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 49, S. 1671-1678.
- Congalton, R.** (1991): A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment*, No.37, S. 35-46.
- Coops, N.** (2007): Identifying and Describing Forest Disturbance and Spatial Pattern: Data Selection Issues and Methodological Implications. Chapter 2. In: WULDER, M. A., FRANKLIN, S. E., Hrsg., *Understanding forest disturbance and spatial pattern. Remote sensing and GIS approaches*, CRC Taylor & Francis, Boca Raton, Fla., 31-61.
- Coppin, P., Bauer, M.** (1996): Digital change detection in forest ecosystems with remotely sensed imagery. In: *Remote Sensing Reviews*, No.13, S. 207-234
- Crisp, N.** (2004): Mongolia Forestry Sector Review. World Bank Report.
- Daniels, R.** (2010): Vergleich von Verfahren zur Veränderungsanalyse aus Fernerkundungsaufnahmen. Bachelor. Universität Osnabrück
- Das Parlament** (2001): Das Parlament. Aus Politik und Zeitgeschichte, Nr. 46
- Dengler, A.** (1992): Der Wald als Vegetationstyp und seine Bedeutung für den Menschen. 6. Aufl., Hamburg und Berlin.
- Die Naturwissenschaften.** (1938): Heft 40, S.10
- Donker, N.** (1976): Analysis of MSS digital imagery with the aid of principal component transformation 13th Congress Int. Soc. Photogrammetry & Remote Sens. Commission VII., Helsinki, Finland
- Enkhsaikhan, D.** (1984): Forschungsergebnisse und Methoden zur Berechnung der Zirbelnussvorkommen. In: *Veröffentlichungen des Botanischen Instituts der Akademie der Wissenschaften der MVR* 10. S. 95-99.
- ERDAS** (2001): ERDAS Field Guide. Version 8.5. ERDAS Inc. Atlanta. 686 S.
- Erdenechuluun, T.** (2006): Wood Supply in Mongolia. The Legal and illegal Economies. Mongolian Discussion Papers, East Asia and Pacific Environment and Social Development Department, Washington, D.C.: World Bank. Online im Internet: <http://www.worldbank.org/eapenvironment>. [Stand: 15.11.2006].
- FAO** (Food and Agriculture Organization of the United Nations) (2001): *State of the World's Forests 2001*. Rome.
- Feist, T., Röspel, R., Neumann, M., Sitte, P. und Josef Fell, H.** (2014): Bericht des Ausschusses für Bildung, Forschung und Technikfolgenabschätzung, Fernerkundung: Anwendungspotenziale in Afrika, S. 25-30

- Fernandez-Gimenez, M.** (1999): Testing a non-equilibrium model of rangeland vegetation dynamics in Mongolia, *Journal of applied ecology*.
- Garcia-Haro, J., Gilabert, A.** (2001) Monitoring fire-affected areas using Thematic Mapper data. *International Journal of Remote Sensing*, 22, S. 533
- Gace, J., Kruijt, B., Freibauer, A., Benndorf, R., Carr, R., Dutschke, M., Federici, S., Mollicone, D., Sanz, J., Schlamadinger, B., Sezzi, E., Waterloo, M., Valentini, R., Verhagen, A., Putten, B. van** (2003): Scientific and technical issues in the clean development mechanism. Discussion Paper
- Green, K., Lempka, D., Lackey, L.** (1994): Using remote sensing to detect and monitor land-cover and land-use change. In: *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, No. 60, S. 331-337
- Greenwalt, C., Schultz, M.** (1962): Principles of error theory and cartographic applications. Technical report, No.96.
- GTZ** (1994): Geographische Informationssysteme. Einsatz in Projekten der technischen Zusammenarbeit. Abt. 425, Eschborn.
- Gunin, P.D., Vostokova, E.A., Dorofeyuk, N.I., Tarasov, P.E. und Black, C.C. (eds.)** (1999): *Vegetation Dynamics of Mongolia*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Haase, G.** (1963): Die Höhenstufen der Böden im Changai. Leipzig, S. 113-127.
- Haase, G.** (1983): Beiträge zur Bodengeographie der Mongolischen Volksrepublik, In: Barthel, H. (1990): *Land zwischen Taiga und Wüste*. Gotha. (Geographische Bausteine. Neue Reihe, Heft 8).
- Haberäcker, P.** (1989): *Digitale Bildverarbeitung, Grundlagen und Anwendungen*. Carl Hanser Verlag München Wien.
- Hayes, D. J., Sader, S. A.** (1999): Change detection techniques for monitoring forest - Clearing and regrowth in a tropical moist forest remote sensing for monitoring land cover and land use change in the Maya Biosphere Reserve, Guatemala. Unpublished M.Sc. Thesis, University of Maine, Orono
- Herkendell, J. und Pretzsch, J.** (1995): *Die Wälder der Erde – Bestandsaufnahme und Perspektiven*. C.H. Beck. München.
- Hilbig, W.** (1987): Zur Problematik der ursprünglichen Waldverbreitung in der Mongolischen Volksrepublik. In: *Flora* 179, S. 1-15.
- Hilbig, W.** (1995): *The vegetation of Mongolia*. SPB Academic Publishing, Amsterdam.
- Hildebrandt, G.** (1996): *Fernerkundung und Luftbildmessung für Forstwirtschaft, Vegetationskartierung und Landschaftsökologie*, Heidelberg. Herbert Wichmann Verlag.
- Hilker, T., Wulder, M., Coops, N** (2009): A new data fusion model for high spatial- and temporal-resolution mapping of forest disturbance based on Landsat and MODIS. *Remote Sensing of Environment*, No. 113, S. 1613-1627.
- Huang, H., Gong, P., Clinton, N., Hui, F.** (2008): Reduction of atmospheric and topographic effect on Landsat TM data for forest classification. *International Journal of Remote Sensing*, No.29, S. 5623-5642.

Hyonkook, C. (2002): Untersuchungen über die Erfassung von Waldflächen und deren Veränderungen mit Hilfe der Satellitenfernerkundung und segmentbasierten Klassifikation. Diss. Forstwiss. Georg-August-Universität Göttingen.

IPCC, 2007c: Zusammenfassung für politische Entscheidungsträger. In: Klimaänderung 2007: Verminderung des Klimawandels. Beitrag der Arbeitsgruppe III zum Vierten Sachstandsbericht des Zwischen staatlichen Ausschusses für Klimaänderung (IPCC), B. Metz, O.R. Davidson, P.R. Bosch, R. Dave, L.A. Meyer, Eds., Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom und New York, USA. Deutsche Übersetzung durch ProClim-, österreichisches Umweltbundesamt, deutsche IPCCKoordinationsstelle, Bern/Wien/Berlin, 2007

Jacobsen, K. (2010): Analysis of ASTER GDEM Elevation Models ISPRS Com 1, Calgary on CD.

Jähne, B. (1991): Digitale Bildverarbeitung. Springer Verlag New York

Janssen, L. (1994) Accuracy Assessment of Satellite Derived Land-Cover Data: A Review. Photogrammetric Engineering & Remote Sensing, 60(4) 419-426.

Janzen, J. und Bazargur, D. (1999): Der Transformationsprozess im ländlichen Raum der Mongolei und dessen Auswirkung auf das räumliche Verwirklichungsmuster der mobilen Tierhalter. In: JANZEN, J. (Hrsg.), Räumliche Mobilität und Existenzsicherung, Abhandlungen – Anthropogeographie, Institut für Geographische Wissenschaften, Freie Universität Berlin. Berlin, 47-81

Jensen, J.R. (1996): Introductory digital image processing – a remote sensing perspective. Prentice Hall. Upper Saddle River, S. 318

JICA (1997): Forest Resource management Study Selenge Province, Ulaanbaatar

John, A. (2013): Remote Sensing Digital Image Analyses, Springer Verlag, fifth edition.

Kennedy, R., Townsend, P., Gross, J., Cohen, W., Bolstad, P., Wang, Y., Adams, P. (2009): Remote sensing change detection tools for natural resource managers: Understanding concepts and tradeoffs in the design of landscape monitoring projects. Remote Sensing of Environment, No. 113, S. 1382-1396.

Kraus, K. (1988/1990): Fernerkundung. Dümmler-Verlag, Bd. 1, 1988, Bd. 2, 1990, Bonn

Kugler, H. und Schaub, (1997): Allgemeine Geomorphologie. In: HENDL, M. & LIEDTKE, H. (HRSG.): Lehrbuch der Allgemeinen Physischen Geographie. Perthes Verl. Gotha. 3. überarbeitete Aufl., 141-231.

Kusserow, H. (1990): Anwendung von Landsat-Daten zur Erfassung der Vegetationsdynamik in desertifikationsgefährdeten Gebieten Malis. - Die Erde, No. 121, S. 39-53, Berlin

Lambin, E. und Strahler, A. (1994). Change-Vector Analysis in Multitemporal Space: A Tool To Detect and Categorize Land-Cover Change Processes Using High Temporal-Resolution Satellite Data. Remote Sensing of Environment, 48(2), 231–244

Lausch, A. (2000): Raum-zeitliches Monitoring von Landschaftsstrukturen in der Tagebauregion Südraum Leipzig mit Methoden der Fernerkundung und Geoinformation. Diss. Rheinischer Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn. S. 185

Lavrenko, E.M., Sokolov, B.E., Davaajamts, O., Shagdarsuren, O., Banzragch, D. und Bannikova, I.M. (1978): Wälder der MVR. Moskau (*auf Russisch*).

Leblon, B. und Alexander, M. (2001) Monitoring fire danger of northern boreal forests with NOAA-AVHRR NDVI images. *International Journal of Remote Sensing*, 22(14), S. 2839-2846.

Li, X. und Yeh, A. (1998): Principal component analysis of stacked multi-temporal images for the monitoring of rapid urban expansion in the Pearl River Delta. *International Journal of Remote Sensing*, 19(8), 1501–1518.

Lillesand, T. und KIEFER, R. (1994): *Remote sensing and image interpretation*. John Wiley and Sons Inc, New York, Singapore.

Lillesand, T., Kiefer, R., Chipman, J. (2008): *Remote sensing and image interpretation*, Wiley, Hoboken, NJ. 6. Aufl., 756 S.

Lu D., Mausel, P., Brondazio, E., Moran, E. (2004): Change detection techniques. *International Journal of Remote Sensing*, No. 25, S. 2365-2401.

Malila, W.(1980): Change vector analysis: an approach for detecting forest changes with Landsat. In: *Proceedings of the 6th Annual Symposium on Machine Processing of Remotly Sensed Data*. West Lafayette. S. 326-335.

Mas, J. (1999): Monitoring land-cover changes: a comparison of change detection techniques. *International Journal of Remote Sensing*, 20(1), 139–152.

MEGD -Ministry of Environment and Green Development of Mongolia (ehm.), Online im Internet: www.mne.mn

Meissner, B. und Wyss, D. (2002): Waldmanagement in der Mongolei, Fernerkundung und GIS unterstützen "Naturschutz und Randzonenentwicklung". Publik. Der DGPF, 11, 143 – 150, Neubrandenburg

Meissner, B., Wyss, D., Zakrzewski, M., Teusan, S., Hoffmann, H. (2004): GIS gestützte Methoden zur Erfassung von Waldressourcen in der Mongolei im Rahmen der Entwicklungszusammenarbeit. In: Seyfert., E. (Hrsg): Publ. D. DGPF, Band 13, Instrumentarien zur nachhaltigen Entwicklung von Landschaften. – Halle/ Saale, S. 187-194

Michael, R. (2010): Multitemporale Untersuchungen Hyrkanischer Wälder mittels Change Detection auf der Basis von Landsat-Daten. Diplom. Ernst Moritz Arndt Universität Greifswald.

MNE - Ministry of Nature and Environment of Mongolia (ehm.), Online im Internet: www.mne.mn

Muchoney, D. und Haack, N. (1994) Change Detection for Monitoring Forest Defoliation. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 60(10), S.1243-1251.

Murzaev, E. M. (1954): Die mongolische Volksrepublik. Physisch-geographische Beschreibung. Gotha.

NASA: National Aeronautics and Space Administration. (2013):
Online im Internet: <http://earthobservatory.nasa.gov/blogs/elegantfigures/2013/05/31/a-quick-guide-to-earth-explorer-for-landsat-8/?src=eo-blogs>

Niemeyer, I., Canty, M. J. (2001): Object-oriented post-classification of change images. In: *Proceedings of SPIE's International Symposium on Remote Sensing*, SPIE, Vol. 4545-14. S. 100-109, Toulouse, France.

Nielsen, A. A., Conradsen, K., Simpson, J. J. (1998): Multivariate Alteration Detection (MAD) and MAF postprocessing in multispectral, bitemporal image data: New approaches to change detection studies. Elsevier, Remote Sensing of Environment, No. 64, S. 1-19

NSO, National Statistic Office (2011): Mongolian Statistical Yearbook 2011, Ulaanbaatar.

Oehmichen, K. (2006): Satellitengestützte Waldflächenkartierung für die Bundeswaldinventur. Dissertation, Universität Hamburg.

Olsen, B. P., Knudson, T., Frederiksen, P. (2002): Digital change detection for map database update. In: Int. Arch. of Remote Sensing and Spatial Information Sciences, Vol. XXXIV, Part 2, S. 357-363

Palmer, A. R., Fortescue, A. (2003): Remote sensing and change detection in rangelands. In: Proceedings of the VIIth International Rangelands Congress, S. 675-680, Durban, South Africa.

Parewicz, R., Rudzki, K., Szaniawski, A., Walther, S. (1972): Report to the government of Mongolia on forestry, forest industries and wildlife survey. FAO, Rome, Final Report

Pilon, P., Howarth, P., Bullock, R., Adeniyi, P. (1988): An enhanced classification approach to change detection in the semi-arid environments. In: Photogrammetric Engineering and Remote Sensing, Vol. 55, S. 1709-1716.

Prinz, T. (1995): Fernerkundung planetarer Impaktstrukturen am Beispiel der Erde und der Venus., Diss. Universität Münster.

Raymundo, V.G. (2007): Kartierung von Vegetationsstrukturen und deren Veränderungen in Naturschutzgebieten mit Hilfe von Fernerkundung und terrestrischen Inventurverfahren. Diss. Forstwiss. Universität Freiburg.

Reder, J. (2005): Entwicklung eines halbautomatisierten Verfahrens zur Detektion neuer Siedlungsflächen durch vergleichende Untersuchungen hochauflösender Satelliten- und Luftbilddaten. Diss. Technische Universität Dresden.

Richards, J. and Jia, X. (2006): Remote sensing digital image analysis: an introduction, Springer Verlag.

Richards, J. (1999): Remote Sensing Digital Image Analysis. Springer-Verlag. Berlin. S. 240

Richter, H., Haase, G. und Barthel, H. (1964): Zum Problem landschaftsökologischer Gliederung, dargestellt am Beispiel des Changai-Gebirges in der Mongolischen Volksrepublik. Wissenschaftliche Veröffentlichungen des Deutschen Institutes für Länderkunde. Leipzig, S. 489-516.

Rubec, D. und J. Thie (1987): Land use monitoring with Landsat digital data in southwestern Manitoba. In: Proceedings of the fifth Canadian Symposium on Remote Sensing. Victoria. S. 136-150.

Salas, B., Brunner, J. (1998): Technical guide for change detection with multitemporal Landsat data: Ca river basin forest cover analysis. Complex Systems Research Centre, University of New Hampshire, USA.

Schenk, A. (1994): Mongolei. München

Schiewe, J. (1995): Digitale Orthobilder als Datenquelle für Geographische Informationssysteme. Verlag Konrad Wittwer, S. 110-122

- Schowengerdt, R.** (2007). Remote sensing: Models and methods for image processing (3. Aufl.). Amsterdam: Elsevier Academic Press.
- Schroeder, A., Wulder, A., Healey, P., Moisen, G.** (2011): Detecting post-fire salvage logging from Landsat change maps and national fire survey data, Online im Internet: <http://www.cfs.nrcan.gc.ca/pubwarehouse/pdfs/33281.pdf>
- Schulze, P.** (2007). Beschreibende Statistik (6. korrigierte und aktualisierte Aufl.). München: Oldenbourg.
- Singh, A.** (1989): Digital Change Detection Techniques Using Remotely Sensed Data, International Journal of Remote Sensing, No.10, S. 989-1003
- Skole, D. & C. Tucker** (1993): Tropical deforestation and habitat fragmentation in the Amazon: Satellite data from 1978 to 1988. In: *Science*. **260**, S. 1905-1910.
- Smith, J.** (2002): Impacts of patch size and land-cover heterogeneity on thematic image classification accuracy. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, No.58, S. 57-63
- Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K.B., Tignor, M., Miller, H.L.** (2007): IPCC, 2007: Summary for Policymakers.
- Song, C., Woodcock, C., Seto, K., Lenney, M., Macomber, S.** (2001): Classification and Change Detection Using Landsat TM Data - When and How to Correct Atmospheric Effects? *Remote Sensing of Environment*, No.75, S: 230-244.
- Stehman, S., Czaplewski, R.** (1998): Design and analysis for thematic map accuracy assessment, *Remote Sensing of Environment*, No.64, S. 331-344
- Stow, D., Phinn, S. Hope, A. und Benkelman** (1997): An „End-To-End System“ based on Airborne Multispectral Camera Image Data for Monitoring detailed Vegetation Changes. In: *Proceedings of the Third International Airborne Remote Sensing Conference and Exhibition*. Copenhagen, Dänemark. **1**, S.603-611.
- Teusan, S.** (2000): Forest Inventory and Forest Planning in Mongolia, Analysis of current practices and recommendations for future forest planning. -Unveröffentlichte Ausgabe.
- Theau, J.** (2008). Change Detection. In S. Shekhar & H. Xiong (Hrsg.), *Springer reference: Encyclopedia of GIS* (S. 77–84). New York: Springer.
- Thiel, E.** (1985): Die Mongolei: Land, Volk und Wirtschaft der Mongolischen Volksrepublik, Volume 13. München: Isar Verlag
- Tole** (2002): An estimate of forest cover extent and change in Jamaica using Landsat MSS data. *International Journal of Remote Sensing*, No. 23, S. 91-106.
- Tomowski, F.** (2011): Kombiniert integrierte Veränderungsanalyse zur Schadenskartierung in urbanen Gebieten auf Basis sehr hoch auflösender multispektraler Bilddaten. Diss. Universität Osnabrück
- Treter, U.** (1996): Gebirgs-Waldsteppe in der Mongolei. In: *Geographische Rundschau*, Band 48, Heft Nr. 11, S. 655-661
- Trevino, G.** (1992): Verwendung von Satellitenaufnahmen zur Vegetationskartierung am Beispiel der Region “Sierra Madre Oriental” in Nordostmexiko. Diss. Universität Göttingen.

Tsogtbaatar, J. (2004): Deforestation and reforestation needs in Mongolia. In: Forest Ecology and management, No. 201, S. 57-63.

UNDP (1998): Forestry, fire prevention and community forestry development in Mongolia. Project MON/96/00f. Support to Community Based Rehabilitation of Forest Areas and Disaster Management.

UNFCCC (United Nations Framework Convention on Climate Change). 2001: Report of the conference of the parties on its seventh session, held at Marrakesh from 29 October to 10 November 2001. Addendum. Part two: Action taken by the conference of the parties. Annex A – Definitions. FCCC/CP/2001/13/Add.1, 21 Januar 2002

UNFCCC. 2010: Report of the Conference of the Parties on its sixteenth session, held in Cancun from 29 November to 10 December 2010.

Waldgesetz der Mongolei (2012): Online im Internet <http://www.legalinfo.mn/law/details/8667>

Weismiller, A., Kristof, S., Scholz, K., Anuta, P. und Momin (1977): Change detection in coastal zone environments. In: Photogrammetric Engineering and Remote Sensing. **43**, S. 1533-1539.

World Bank (2003): Mongolia Environmental Monitor 2003. Land Resources and their management. Ulaanbaatar, Mongolia.

World Bank (2004): Mongolia. Country Assistance Strategy.

Wyss, D. (2007): Waldmanagement in der Mongolei. Diss. FU Berlin

WWF. (2010): Grünes Licht für REDD+, S. 4-5

Yuan, D., Elvidge, D. und R. S. Lunetta (1999): Survey of Multispectral Methods for Land Cover Change Analysis. In: LUNETTA, R. S. & C. D. ELVIDGE [Hrsg.]: Remote Sensing Change Detection – Environmental Monitoring, Methods and Application. Taylor & Francis Ltd., London. Chapter 2, S. 21-39.

Tabellenverzeichnis

- Tabelle 1:** Spektrale Charakterisierung der Landsat Sensoren MSS, TM und ETM+. Quelle: John A.Richards et al. 2006
- Tabelle 2:** Wesentliche Datenparameter der benutzten Landsat-Szenen. Quelle: Metadateien der jeweiligen Szenen, <http://earthexplorer.usgs.gov/>
- Tabelle 3:** Aufbau einer Fehlermatrix für eine Klassifikation mit q Klassen.
- Tabelle 4:** Übersicht der thematischen Inhalt der GIS-Datenbank bzw. Vektordaten
- Tabelle 5:** Flächenanteil je Waldtyp im Waldinventurgebiet
- Tabelle 6:** Altersklassenübersicht nach Baumarten
- Tabelle 7:** Flächenanteil der Waldtypen nach Altersklassen im Waldinventurgebiet
- Tabelle 8:** Volumenanteil der Waldtypen nach Altersklassen im Waldinventurgebiet
- Tabelle 9:** Die ermittelten Genauigkeiten der Klassifizierung der Zirbelkiefernbestände
- Tabelle 10:** Zirbelkiefernbestände des Untersuchungsgebiets
- Tabelle 11:** Flächenverteilung der Zirbelkiefernbestände in den verschiedenen Höhenstufen
- Tabelle 12:** Eigenwerte und Eigenvektoren der Kovarianzmatrix von Layerstack 1
- Tabelle 13:** Eigenwerte und Eigenvektoren der Kovarianzmatrix von Layerstack 2
- Tabelle 14:** Eigenwerte und Eigenvektoren der Kovarianzmatrix von Layerstack 3
- Tabelle 15:** Anzahl der Referenzflächen zur Waldveränderungen
- Tabelle 16:** Zustand der Waldflächen des Untersuchungsgebiets im Zeitraum 1974 - 2011
- Tabelle 18:** Höhenstufen des Untersuchungsgebiets in ha und %
- Tabelle 19:** Exposition des Untersuchungsgebiets in ha und %
- Tabelle 20:** Hangneigung des Untersuchungsgebiets in ha und %

Abbildungsverzeichnis

- Abbildung 1:** Reliefbezogene Großlandschaften der Mongolei. Datenquelle: Aster GDEM
- Abbildung 2:** Schutzgebiete in der Mongolei, (Stand: 2012)
- Abbildung 3:** Verteilung der Waldbestände in der Mongolei, (Stand: 1981)
- Abbildung 4:** Schema der Höhenstufen der Böden im Khangai-Gebirge, Quelle: Günter Haase (1963)
- Abbildung 5:** Lage des Untersuchungsgebiets
- Abbildung 6:** Übersicht der verwendeten unbearbeiteten Szenen von Landsat
- Abbildung 7:** Vergleich von Aster GDEM Höhendaten mit Isolinien und Höhenfestpunkten aus einer topographischen Karte im Maßstab 1: 100.000
- Abbildung 8:** Arbeitsablauf zur Erfassung von Veränderungen an Waldflächen des Untersuchungsgebiets mittels HKT
- Abbildung 9:** Darstellung einer zweidimensionalen HKT
- Abbildung 10:** Georeferenzierte topographische Kartenblättern (1:100 000)
- Abbildung 11:** Beispiel der aus topographischen Kartenblättern (1:100 000) abgeleiteten Vektordaten
- Abbildung 12:** Abdeckung des Untersuchungsgebietes durch Forsteinrichtungskarten
- Abbildung 13:** Übersicht von digitalisierten Hauptabteilungen (Grenzziehung)
- Abbildung 14:** Übersicht von digitalisierten Unterabteilungen (Grenzziehung)
- Abbildung 15:** Ausschnitt der aus den Forsteinrichtungskarten digitalisierten Haupt- und Unterabteilungen(Grenzziehung)
- Abbildung 16:** Übersicht der räumlichen Verteilung der Waldtypen innerhalb des Waldinventurgebiets
- Abbildung 17:** Übersicht der räumlichen Verteilung der Waldtypen bezüglich der Altersklassen innerhalb des Waldinventurgebiets
- Abbildung 18:** Ausschnitte aus Sommer- und Winterszenen von Landsat-TM im Vergleich.
- Abbildung 19:** Arbeitslauf zur Erstellung von Layerstack aus Winteraufnahme und NDVI Bild

- Abbildung 20:** Spektral Vergleich von Landsat-TM Winterszene und Layerstack
- Abbildung 21:** Visuelle Interpretationsbeispiele auf Basis der Bandkombination (5,NDVI,3-RGB) von Layerstack (02.2003)
- Abbildung 22:** Veränderungen der Zirbelkiefernbestände im Untersuchungsgebiet
- Abbildung 23:** Arbeitslauf zur Erstellung eines Veränderungsbildes(1974-1987) durch HKT Verknüpfung von Landsat MSS und TM Szenen
- Abbildung 24:** Arbeitslauf zur Erstellung eines Veränderungsbildes(1987-2009) durch HKT Verknüpfung von bitemporalen Landsat TM Szenen
- Abbildung 25:** Arbeitslauf zur Erstellung eines Veränderungsbildes(2009-2011) durch HKT Verknüpfung von bitemporalen Landsat TM Szenen
- Abbildung 26:** Visualisierung des Veränderungsbildes(1974-1987) zur Erkennung der abgenommenen Waldflächen
- Abbildung 27:** Visualisierung des Veränderungsbildes(2009-2011) zur Erkennung der veränderten Waldflächen
- Abbildung 28:** Visualisierung des Veränderungsbildes(2009-2011) zur Erkennung der zugenommenen Waldflächen
- Abbildung 29:** Feldaufnahme zur Festlegung der zusätzlichen Referenzflächen. Verbrannter Larix sibirica-Bestand
- Abbildung 30:** Feldaufnahme zur Festlegung der zusätzlichen Referenzflächen. Verbrannte Larix sibirica-Betula plathyphylla Wälder
- Abbildung 31:** Feldaufnahme zur Festlegung der zusätzlichen Referenzflächen. Verbrannte Larix sibirica-Pinus sibirica Wälder
- Abbildung 32:** Feldaufnahme zur Festlegung der zusätzlichen Referenzflächen. Natürliche Verjüngung durch Larix sibirica
- Abbildung 33:** Feldaufnahme zur Festlegung der zusätzlichen Referenzflächen. Natürliche Verjüngung durch Larix sibirica
- Abbildung 34:** Verteilung der Veränderungen der Waldflächen zwischen 1974 und 1987
- Abbildung 35:** Verteilung der Veränderungen der Waldflächen zwischen 1974 und 1987 (Ausschnitt)
- Abbildung 36:** Verteilung der Veränderungen der Waldflächen zwischen 1987 und 2009

- Abbildung 37:** Verteilung der Veränderungen der Waldflächen zwischen 1987 und 2009 (Ausschnitt)
- Abbildung 38:** Verteilung der Veränderungen der Waldflächen zwischen 1987 und 2009 (Ausschnitt)
- Abbildung 39:** Verteilung der Veränderungen der Waldflächen zwischen 2009 und 2011
- Abbildung 40:** Verteilung der Veränderungen der Waldflächen zwischen 2009 und 2011 (Ausschnitt)
- Abbildung 41:** Vergleich von Abholzungen mit den Waldbrände in Bezug auf Flächengröße
- Abbildung 42:** Entwicklung des Waldbestandes zwischen 1974 und 2011
- Abbildung 43:** Entwicklung des Waldbestandes zwischen 1974 und 2011 (Ausschnitt)
- Abbildung 44:** Darstellung der Höhenstufen innerhalb des Untersuchungsgebiets, unterlegt mit dem dazugehörigen Shade-Relief
- Abbildung 45:** Räumliche Verteilung der Exposition im Untersuchungsgebiet
- Abbildung 46:** Räumliche Verteilung der Hangneigung im Untersuchungsgebiet
- Abbildung 47:** Höhenzonen der Waldfläche im Untersuchungsgebiet
- Abbildung 48:** Exposition der Waldfläche im Untersuchungsgebiet
- Abbildung 49:** Hangneigung der Waldfläche im Untersuchungsgebiet
- Abbildung 50:** Wirtschafts- und geschützte Wälder im Untersuchungsgebiet
- Abbildung 51:** Wirtschafts- und geschützte Wälder im Untersuchungsgebiet (Ausschnitt)
- Abbildung 52:** Potenzielle Aufforstungsfläche
- Abbildung 53:** Potenzielle Aufforstungsfläche (Ausschnitt)